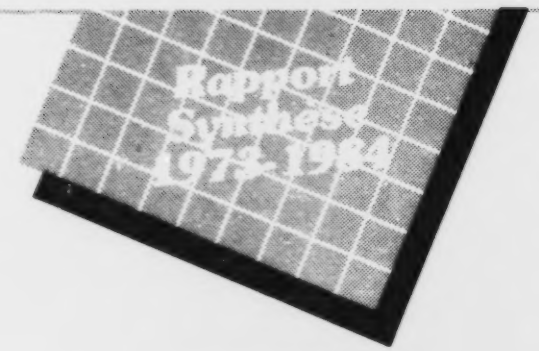

CONNAISSANCES SUR LE TROUPEAU DE CARIBOUS DE LA RIVIÈRE GEORGE

par
François Messier
Jean Huot

Novembre 1985

Québec

86-03785/

SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR LE TROUPEAU DE CARIBOUS DE LA RIVIERE GEORGE

(1973-1984)

Document préparé pour le
Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche

par

François MESSIER

Centre d'Etudes Nordiques
Université Laval
Sainte-Foy (Québec)
G1K 7P4

Jean HUOT

Département de biologie et
Centre d'Etudes Nordiques
Université Laval
Sainte-Foy (Québec)
G1K 7P4

Novembre 1985

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec
3e trimestre 1985
ISBN: 2-550-12649-1

AVANT-PROPOS

Le caribou occupe sans contredit une place de première importance parmi les ressources renouvelables du Nouveau-Québec sur le plan économique et sur le plan de la subsistance pour les populations autochtones.

Depuis quelques années, l'explosion démographique du troupeau de caribous de la rivière George a atteint des proportions sans précédent de mémoire d'homme et il soulève de vives inquiétudes. Celles-ci étant d'autant plus maintenues à la suite de la noyade massive de près de 10 000 caribous à l'automne 1984.

Les connaissances sur la biologie du troupeau de caribous de la rivière George ont déjà fait l'objet d'une synthèse en 1979. Par la suite, de 1979 à 1984, plusieurs études et rapports sectoriels ont été produits.

Aussi compte tenu de la somme d'informations existantes, le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche a confié au Centre d'Etudes Nordiques, de l'Université Laval, le mandat de réaliser une synthèse des connaissances, sur le troupeau de caribous de la rivière George, acquises de 1973 à 1984.

Le mandat confié au Centre d'Etudes Nordiques comportait la rédaction de deux rapports dont les contenus sont les suivants:

Rapport 1: Evolution démographique, patrons de migrations, habitat, et condition physique des animaux;

Rapport 2: Dynamique de population, exploitation, et mécanismes de régulation.

Afin de faciliter la consultation des documents et de rassembler l'information la Direction Générale de la Faune, du ministère du Loisir,

de la Chasse et de la Pêche publie les deux documents sous le titre "**Rapport synthèse 1973-1984. Connaissances sur le troupeau de caribous de la rivière George**".

Table des matières

	Page
Avant-propos	III
Table des matières	V
Rapport 1: Evolution démographique, patrons de migration, habitat, et condition physique des animaux.	
Résumé	1
Introduction	3
Méthode de travail	4
Synthèse des connaissances	5
- Evolution démographique du troupeau	5
- Patrons saisonniers des migrations	12
- L'habitat	20
- Condition physique des animaux	25
Discussion	30
Références	36
Rapport 2: Dynamique de population, exploitation et mécanismes de régulation.	
Résumé	44
Introduction	48
Méthodes de travail	49
Synthèse des connaissances	50
- taux d'accroissement	50
- taux de gestation	53
- taux de mortalité	57
- structure de population	60
- dynamique de population	64
- l'exploitation par l'homme	80
- facteurs limitants et facteurs de régulation	83
Discussion	88
Références	94

RAPPORT 1

Évolution démographique, patrons de migration, habitat, et condition physique des animaux.

RESUME

Le caribou occupe sans contredit une place de première importance parmi les ressources renouvelables du Nouveau-Québec, sur un plan économique et sur un plan de subsistance pour les populations autochtones. Le troupeau de la rivière George a d'abord connu un déclin marqué au tournant du XXe siècle, déclin pour lequel les causes sont mal connues. Depuis les années 1950, les résultats d'inventaire suggèrent une remontée rapide du troupeau de l'ordre de 13% par année. Selon l'estimation non définitive de l'inventaire printanier 1984, l'effectif du troupeau approcherait maintenant 600 000 bêtes. On s'interroge sur les effets possibles d'une population aussi élevée de grands herbivores sur les milieux nordiques, et par extension, sur l'avenir du troupeau lui-même.

Les données sur la distribution saisonnière des caribous suggèrent certains patrons de migration qui se veulent néanmoins variables. Les femelles se dirigent vers les aires de mise bas au cours des mois d'avril et mai en longeant généralement la baie d'Ungava et en remontant ensuite le bassin versant de la rivière George. Au cours des années 1970, deux terrains de mise bas étaient fréquentés, celui de la rivière Ford et celui du lac Champdoré. Ce dernier fut délaissé complètement à partir de 1980, laissant depuis lors unique le terrain de la rivière Ford. En période estivale, le troupeau se regroupe traditionnellement sur les terres du Labrador septentrional où les caribous peuvent bénéficier des vents frais en provenance de la mer du Labrador. Les caribous entreprennent la migration d'automne vers le mois

d'août, traversant la rivière George et se rapprochant de la baie de l'Ungava. En début d'hiver, les animaux se redistribuent de coutume dans les bassins versants des rivières Caniapiscau, aux Mélèzes, et aux Feuilles. Dans leur ensemble, les déplacements apparaissent plus variables et de plus grande envergure depuis quelques années. D'ailleurs, l'aire totale de répartition du troupeau est passée de 160 000 km^2 pour la période 1971-1975 à 442 000 km^2 pour la période 1981-1984.

Il est surprenant, sinon alarmant, de constater qu'on connaît fort peu de choses sur l'habitat des caribous de la rivière George. Il importe de se pencher prioritairement sur la reconnaissance des habitats disponibles, sur la fréquentation que les caribous en font, et sur la valeur nutritive des principales ressources alimentaires. De plus, on se doit de parfaire nos connaissances sur le régime alimentaire des caribous si l'on espère mieux comprendre la dynamique des relations caribous-habitat, dynamique qui se veut probablement critique dans l'état actuel des choses.

Une analyse bien structurée de la condition physique des caribous de la rivière George n'a pas été réalisée. Nous connaissons par contre des indices révélateurs des réserves de graisse pour le caribou. Nous recommandons la mise sur pied d'un programme de prise de données sur le suivi à long terme de l'état de santé du troupeau. Ce programme nous aiderait notamment à mieux comprendre la liaison existant entre la condition physique des animaux et la démographie du troupeau.

INTRODUCTION

Le caribou (Rangifer tarandus) occupe une place de première importance parmi les ressources renouvelables du Nouveau-Québec. En plus de la valeur économique qu'il représente pour l'industrie de la chasse sportive, ce cervidé nordique a été et continue d'être une ressource de subsistance pour les populations autochtones de ces régions (Trudel et Huot 1979; Meredith et Muller-Wille 1982; Québec 1984). Parmi les populations de caribous d'Amérique du Nord, le troupeau de la rivière George démontre actuellement une tendance démographique inégalée. Le troupeau a d'abord connu un déclin marqué au tournant du XXe siècle, déclin pour lequel les causes font l'objet de spéculations (Bergerud 1967; Audet 1979). Depuis le début des années 1950, les inventaires aériens indiquent que la population accuse une remontée rapide de l'ordre de 13% par année de sorte qu'en 1983 l'effectif du troupeau approcherait 400 000 bêtes (Bélanger 1984).

Certains observateurs et gestionnaires gouvernementaux pensent que de telles tendances démographiques sont inquiétantes. Ils s'interrogent entre autres sur les effets possibles d'une population aussi élevée de grands herbivores sur les milieux nordiques. Y aurait-il lieu de présager une éventuelle détérioration des habitats d'alimentation et, par ricochet, une baisse brusque de la population de caribous? Pour éviter le risque d'un tel déclin, à quel niveau de densité devrait-on maintenir le

troupeau? De quels moyens disposons-nous pour stabiliser le troupeau puisque la chasse, autant sportive que de subsistance, semble avoir un impact décroissant sur un troupeau toujours grandissant (Québec 1984)? Quels sont les rôles respectifs des prédateurs et des mécanismes de dispersion sur la dynamique démographique de ce troupeau?

Face à ces interrogations, le besoin d'une synthèse des connaissances sur le troupeau de la George est apparu de plus en plus évident. Nous résumerons donc ici, au meilleur de nos sources d'information, les données sur les tendances numériques du troupeau, les patrons saisonniers de migration, la nature des habitats fréquentés, et l'état de santé des animaux. En discussion, nous identifierons les principales lacunes dans les connaissances acquises. Nous interpréterons les données sur la dynamique de population, les mécanismes de régulation, et les potentiels d'exploitation dans un rapport connexe (Messier et Huot 1985).

Cette revue de littérature a été réalisée dans le cadre d'une entente contractuelle entre le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, et l'Université Laval. Nous désirons exprimer notre gratitude envers MM. M. Bélanger, F. Goudreault, D. Le Henaff, et H. St-Pierre pour les informations utiles qu'ils nous ont fournies suite à des consultations téléphoniques et écrites.

METHODES DE TRAVAIL

L'information ayant servi à cette analyse fut puisée à partir de quelques 49 rapports gouvernementaux et comptes rendus

techniques non publiés, ainsi que 16 écrits scientifiques publiés. Ces écrits faisaient tous mention des caribous du Nouveau-Québec. Le matériel consulté est détaillé dans la section REFERENCES. Le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (Direction de la faune terrestre) avait la responsabilité de nous fournir les rapports non publiés. Pendant et après l'examen du matériel de travail, des consultations téléphoniques ou écrites ont été menées auprès des personnes ressources de ce ministère. Ces consultations ont porté exclusivement sur l'exactitude et la qualité des résultats. Les interprétations et les éléments de discussion de ce rapport ont été développés d'une façon indépendante pour en préserver l'originalité.

Nos efforts de recherche ont porté principalement sur la période 1973-1984. En effet, c'est en 1973 qu'un premier programme d'études conjointes fut amorcé par le ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du Québec (Service de la recherche biologique), le Newfoundland-Labrador Tourism Department (Wildlife division), et le Service canadien de la faune (Juniper 1982). C'est à partir de cette année que les sujets d'études se précisent grâce à l'accumulation des connaissances, mais également grâce à un personnel plus expérimenté disposant de moyens techniques plus adéquats.

SYNTHESE DES CONNAISSANCES

Evolution démographique du troupeau

Il est maintenant bien reconnu que les populations de caribous du Québec-Labrador ont subi des variations importantes au tournant du siècle. Les premiers renseignements sur l'état

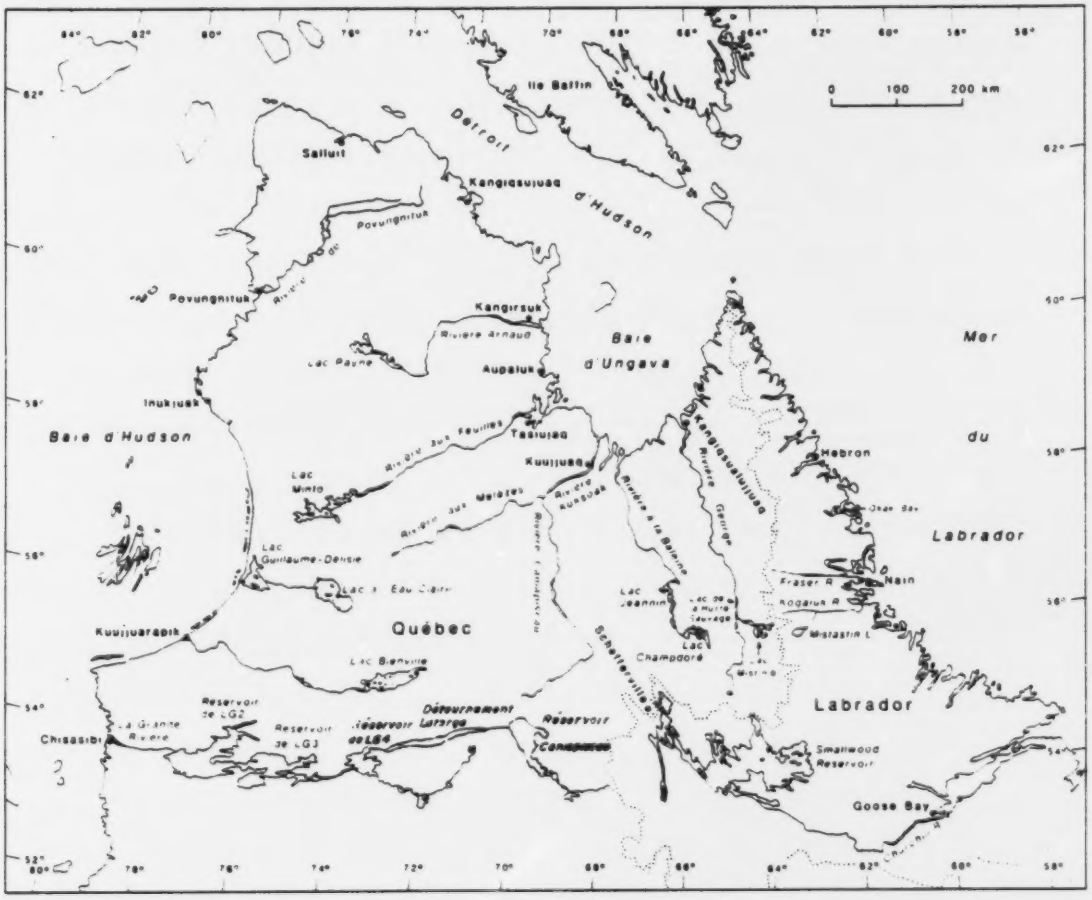

Figure 1. Principaux lieux et éléments géographiques mentionnés dans le texte. Les noms sont conformes à l'appellation officielle de la Commission de Toponymie du Québec (1979) et aux amendements publiés ultérieurement dans la Gazette Officielle de Québec à ce sujet.

numérique des populations se trouvent disséminés dans les notes des voyages d'explorateurs, de missionnaires, et de naturalistes. L'histoire sommaire des populations durant la deuxième moitié du XIXe siècle nous est décrite par Low (1896: 318-319) suite à ses observations personnelles et aux informations obtenues auprès des autochtones. Selon lui les caribous étaient encore relativement abondants durant les années 1880 malgré une diminution tout de même apparente.

Selon une deuxième synthèse, offerte cette fois par Elton (1942: 362-389), une diminution rapide du troupeau serait survenue à partir du début du XXe siècle pour se poursuivre au moins jusqu'à la fin des années 1920. Pour montrer l'ampleur de cette diminution, Elton (1942) mentionne que 13 569 peaux de caribous ont été mises en marché à la mission Labrador Moravian de 1894 à 1903 et aucune au cours de la période 1914-1923. Les causes de ce déclin demeurent néanmoins mal connues. L'arrivée des armes à feu modernes avec option de chargement multiple peut avoir permis une chasse plus efficace de la part des groupes Inuit se véhiculant par traîneaux à chiens et par les Indiens fréquentant de façon routinière l'intérieur des terres pour des fins de piégeage (Banfield et Tener 1958; Bergerud 1967; Denton 1979; Fitzhugh 1979; Folinsbee 1979). Toutefois, Audet (1979) nous rappelle que le déclin pourrait avoir été amorcé par des causes plus naturelles telles une surexploitation des sources de nourriture ou un accroissement des feux de toundra qui auraient affecté des grandes étendues vitales pour le caribou.

Entre les années 1920 et le début des années 1950, les naturalistes circulant dans la péninsule de l'Ungava remarquent l'état précaire des populations de caribous. Par exemple, Rousseau (1951) à la suite de plusieurs traversées du Québec-Labrador évalue subjectivement à quelque 3 500 caribous les effectifs en 1950. Ce dernier auteur mentionne d'ailleurs la possibilité de disparition du caribou dans toute cette région. Quoique la perception de Rousseau nous semble pessimiste, elle est néanmoins confirmée par la rareté des abattages de caribous par les communautés autochtones à cette époque (Luttich 1983).

Audet (1979: 20) résume le déclin 1880-1950 des troupeaux fréquentant les régions nordiques du Québec-Labrador de la façon suivante:

> "l'ensemble des rapports publiés entre la fin du XIXe siècle et le milieu du XXe siècle concordent, de façon générale, au sujet de la diminution de la population de caribous au Québec-Labrador. Cette population décroît progressivement du sud au nord, et de l'ouest vers l'est. Dès le début du XXe siècle, le déclin du caribou se manifeste dans tous les troupeaux du Nord et semble exclure la possibilité qu'il soit causé par des mouvements d'une région à l'autre de la péninsule. Les migrations habituelles de caribous deviennent alors plus restreintes et les caribous paraissent en fait se concentrer dans les refuges les plus favorables de leur aire de répartition"

Ce n'est qu'en 1954 que furent entrepris les premiers travaux d'inventaires aériens. De 1954 à 1956, Banfield et Tener (1958) effectuaient plusieurs survols traversant le Nouveau-Québec et le Labrador, et estimaient à 4 700 bêtes la population de caribous vraisemblablement associés au troupeau de la rivière George. En 1958, Bergerud (1967) évaluait le troupeau à 15 000 bêtes après avoir survolé d'importants secteurs du Labrador et de l'Ungava. Cinq ans plus tard, DesMeules et Brassard (1963)

suggéraient qu'entre 40 000 et 62 000 caribous occupaient la péninsule Québec-Labrador au cours de l'hiver 1963. L'inventaire subséquent fut mené en 1973 alors que Pichette et Beauchemin (1973) en association avec Wetmore (1973) réalisèrent des survols du Nouveau-Québec et de la partie septentrionale du Labrador. Ces auteurs en arrivèrent à une estimation commune de 105 000 caribous. Enfin Luttich (1976) estimait qu'environ 205 000 caribous appartenant au troupeau de la George se déplaçaient sur les terres du Labrador en février 1975.

Tous les recensements précités étaient plutôt d'une nature pionnière. La technique de travail se résumait à un dénombrement des animaux le long de transects le plus souvent équidistants. Par la suite la population totale était évaluée par "extrapolation simple" en tenant compte du pourcentage de l'aire totale couverte lors des survols. Evidemment, cette première méthode d'inventaire était affectée de faiblesses qui sont d'ailleurs discutées par Goudreault (1984). Nous noterons seulement que la précision statistique de ces évaluations n'a pu être établie.

Il faut attendre 1974 pour voir apparaître une technique d'inventaire permettant d'évaluer la précision des estimations (Table 1). En effet, Juniper (1977) adopta à nos conditions la méthode d'inventaire suggérée par Skoog (1962) en Alaska. De façon succinte, cette méthode se base sur un dénombrement par échantillonnage (parcelles) des femelles de 2 ans et plus sur les aires de mise bas. L'estimation finale du troupeau est obtenue par simple règle de trois considérant le pourcentage de ce segment femelle dans la population à l'automne précédent

Tableau 1. Résultats des principaux inventaires aériens du troupeau de caribous de la rivière George.

Années	Références	Estimation de la population	Erreur# ($P < 0.05$)
1954-56 (hiver)	Banfield & Tener 1958	4,700	----
1958 (mars)	Bergerud 1967	15,000	----
1963 (mars)	DesMeules & Brassard 1964	61,800	----
1973 (mars)	Pichette & Beauchemin 1973 et Wetmore 1973	105,000	----
1975 (février)	Luttich 1976	205,000	----
1976 (mai)	Juniper 1982	176,600	????
1980 (mai)	Juniper 1980	294,510	34 %
1982 (mars)	Berger & Luttich 1983	408,660	18 %
1982 (mai)	Goudreault 1982	271,060	26 %
1982 (novembre)	Goudreault 1982	363,840	26 %
1984 (mai)	M.L.C.P. non publiées	≈600,000 (non définitif)	

Erreur établie selon la variabilité statistique liée à l'estimation du nombre de femelles adultes (2 ans et plus) sur les aires de mise bas.

(Goudreault 1984). Appliquant cette technique, Juniper (1982) évalue à 176 600 bêtes la population d'avant mise bas au printemps 1976. Toujours suivant cette même technique, Juniper (1980) évalue à 294 510 bêtes la population au printemps 1980. En juin 1982, Goudreault (1982) estime le troupeau à 271 060 caribous. Pour cette même année 1982, Berger et Luttich (1983) rapportent une estimation de 408 660 caribous suivant un recensement par transects des aires hivernales. Il faut mentionner toutefois que Berger et Luttich peuvent avoir surestimé les effectifs puisque des animaux du troupeau de la rivière aux Feuilles ont probablement été dénombrés lors de cet inventaire. Finalement, une reconnaissance aérienne par photo-interprétation menée au printemps 1984 suggère une population de l'ordre de 600 000 bêtes (M.L.C.P., données non publiées).

Les recensements mentionnés ci-haut varient bien sûr quant à leur qualité statistique et aux facteurs de corrections non-vérifiés qui y sont intégrés, e.g., le pourcentage des animaux non-perçus par les observateurs et le pourcentage des femelles se trouvant en dehors des aires de mise bas au printemps. Néanmoins, on ne peut rejeter l'interprétation selon laquelle le troupeau maintient une expansion numérique rapide (Audet 1979; Québec 1984). Le taux d'accroissement annuel de 13% suggéré selon ces sources peut cependant être surévalué par le simple fait que les techniques d'inventaires se sont améliorées au cours des années, permettant probablement d'observer une plus grande fraction des animaux présents.

Patrons saisonniers des migrations

Les caribous fréquentant les milieux ouverts de type toundra ou taiga sont bien connus pour leurs déplacements d'envergure. Toutefois il est difficile de décrire de façon sommaire les patrons de migrations principalement à cause de la variabilité qui les caractérise. A ce sujet Calef (1981) commente que, mise à part la fidélité annuelle pour le terrain de mise bas, personne ne peut prédire de façon sûre les déplacements des grands troupeaux de caribous. Calef maintient néanmoins que des tendances générales peuvent être dégagées (aussi Kelsall 1968). Après avoir revu l'information disponible sur le troupeau de la George, nous partageons la perception générale de Calef et mettons en garde le lecteur contre les descriptions à caractère rigide, soit disant typiques, de la distribution saisonnière des caribous (e.g., Juniper 1979; Figure 2 de Québec 1984). Dans un sens nous pensons qu'il faut utiliser le concept "d'habitat saisonnier" avec une certaine prudence lorsqu'on se réfère au caribou.

Les premiers efforts en vue de connaître la distribution des caribous au Nouveau-Québec et sur la côte du Labrador remontent à 1956 (Banfield et Tener 1958). Ces auteurs conclurent que les déplacements de caribous apparemment rattachés au troupeau de la George restent assez limités et ne s'étendraient pas vers l'ouest au delà de la rivière à la Baleine. Une distribution semblable a été rapportée subséquemment en mars-avril 1958 par Bergerud (1967).

Par la suite, des inventaires systématiques couvrant des parties importantes du Nouveau-Québec et du Labrador septentrional furent menés au cours des hivers 1963, 1973, 1975, 1976, 1980, 1981, et 1982 (DesMeules et Brassard 1964; Pichette et Beauchemin 1973; Brassard et al. 1973; Wetmore 1973; Luttich 1976; Le Henaff 1977, 1980a, 1981b; Juniper 1982; Berger et Luttich 1983). Au cours de la période s'étalant de janvier à la mi-mars, des agrégations importantes sont observées dans le secteur sud-ouest de Kuujjuaq soit à l'intérieur des bassins versants des rivières Koksoak, Caniapiscau, et aux Mélèzes. D'autres attroupements sont aperçus le long de la rivière aux Feuilles, et au nord de celle-ci, mais ces observations sont tantôt rattachées au troupeau de la rivière aux Feuilles (Le Henaff 1980a), tantôt rattachées au troupeau de la rivière George (Le Henaff 1981b; Berger et Luttich 1983), et tantôt non-classifiées (Pichette et Beauchemin 1973). Vers la fin de l'hiver (mars et avril), on rencontre également des regroupements importants de caribous dans la partie est de l'Ungava soit à l'intérieur des bassins versants des rivières George, Ford, et Fraser (Bergerud 1967; Luttich 1976; Le Henaff 1977, 1980a, 1981b). Ces agrégations de fin d'hiver, surtout des femelles accompagnées de faons et des jeunes individus, ont été observées en mouvements bien orientés vraisemblablement vers les aires de mise bas (Dauphiné et al. 1975). Pour compléter le tableau en période hivernale, Juniper (1982) supporte l'idée qu'une partie du troupeau passerait l'hiver en totalité sur la côte du Labrador (aussi Luttich

1976). Cette situation, quoique apparente au cours des années 1970, semble s'être modifiée au cours des dernières années alors que la presque totalité du troupeau a passé l'hiver à l'ouest de la rivière George (Berger et Luttich 1983; Goudreault et Luttich 1983; Québec 1984; F. Goudreault comm. pers.).

Plusieurs auteurs ont contribué à mieux connaître la distribution des caribous en période printannière, soit du début mai à la fin juin (Juniper 1973, 1974, 1977; Folinsbee et al. 1975; Le Henaff 1976a, 1977b, 1979, 1979a, 1980b, 1981c; Luttich 1978a, 1979, 1980; Jean 1979; Goudreault 1982). De façon générale, la migration vers les terrains de mise bas s'amorce en avril-mai, les femelles adultes accompagnées de faons et de jeunes individus longent alors la baie d'Ungava sur une bande d'environ 150 km de largeur, et empruntent vers l'aval le bassin versant de la rivière George. Au cours des années 1970, les femelles se séparaient pour se diriger vers deux terrains de mise bas distincts. Le premier, celui du lac Champdoré à environ 150 km au nord-est de Schefferville (Fig. 2 et 3), couvrait une superficie d'environ 3 500 km^2 caractérisée par de nombreuses tourbières. De 1973 à 1981, cet endroit privilégié pour la parturition fit l'objet d'inventaires à 7 reprises. Ceci a permis de constater une baisse graduelle des femelles adultes fréquentant ce terrain. De 11 770 qu'elles étaient en 1974, il n'en restait que quelques individus en 1981. Les raisons entourant ce déclin restent inconnues. Le deuxième terrain de mise bas, celui des hauts plateaux toundriques bordant la rivière Ford, se situe généralement à environ 100 km à l'intérieur des terres de la côte du Labrador, entre le fjord Saglek et la baie

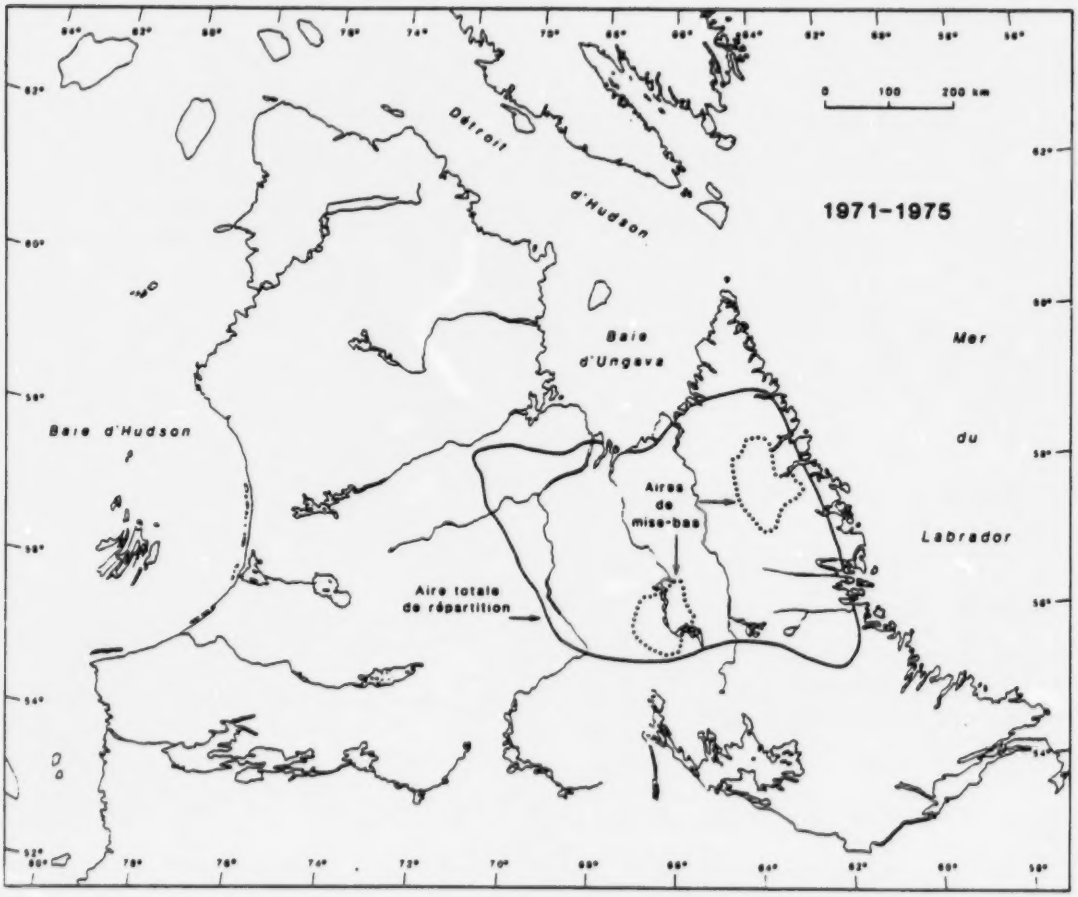

Figure 2. Aire totale de répartition et aires de mise bas pour le troupeau de caribous de la rivière George, données regroupées pour la période 1971 à 1975. Le contour de ces aires a été déterminé à partir des distributions de caribous fournies par Brassard et al. (1973, concentration Kuujjuaq seulement), Dauphiné et al. (1975), Drolet et Anderka (1977), Folinsbee et al. (1975), Juniper (1973, 1974), Le Henaff (1976), Luttich (1975, 1976, 1977), et Wetmore (1973, 1973a). La distribution de Pichette et Beauchemin (1973) n'est pas incluse dû au manque d'information quant à l'appartenance des groupes de caribous à un troupeau donné.

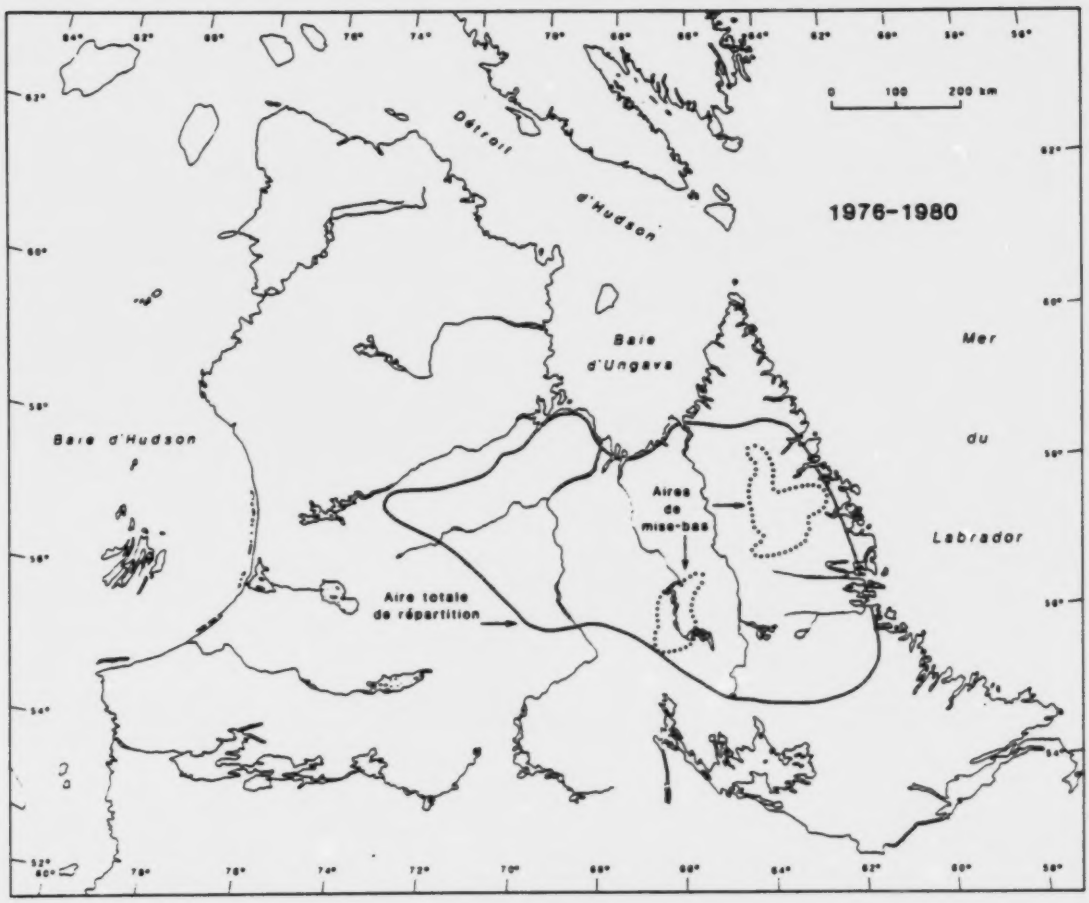

Figure 3. Aire totale de répartition et aires de mise bas pour le troupeau de caribous de la rivière George, données regroupées pour la période 1976 à 1980. Le contour de ces aires a été déterminé à partir des distributions de caribous fournies par Jean (1979), Juniper (1977), Le Henaff (1977, 1977a, 1977b, 1977c, 1977d, 1978, 1978a, 1979, 1979a, 1979b, 1980, 1980a, 1980b, 1981, 1981c), et Luttich (1977, 1978, 1978a, 1979, 1980).

d'Okak (Fig. 2, 3, et 4); sa superficie d'environ 15 000 km^2 et sa localisation semblent assez variables d'une année à l'autre. On remarque, par exemple, que ce terrain de mise bas se situe de plus en plus vers l'ouest jusqu'à border récemment la rivière George (Fig. 2, 3, et 4). Le terrain de mise bas de la rivière Ford regroupait en 1982 quelques 90 000 femelles adultes. Il est donc le plus important des deux sites mentionnés et apparemment l'unique depuis 1981 (D. Le Henaff comm. pers.).

La pause sur les aires de mise bas semble assez courte selon Le Henaff (1979, 1979a). En effet, les femelles gestantes "s'isolent" pendant quelques jours seulement pour donner naissance à leurs nouveaux-nés. Dès que les faons ont acquis une certaine mobilité, les femelles suitées se regroupent et démontrent alors des déplacements peu orientés et sans ampleur. Les femelles non-gestantes, quant à elles, se regroupent avec les individus d'un an, particulièrement à la périphérie des aires de mises bas (Le Henaff 1979; Luttich 1977). Ils forment donc des hardes distinctes généralement caractérisées par l'absence de faons. Tout le processus de mise bas est généralement complété dans une quinzaine de jours (typiquement du 1 au 15 juin) laissant place à la migration post mise bas.

L'information concernant la distribution des caribous en été demeure pour le moment assez fragmentaire. Selon les données présentées par Dauphiné et al. (1975), Le Henaff (1976a), Luttich (1978a), Juniper (1982), et Québec (1984), les animaux quittent les terrains de mise bas dès la fin juin pour entreprendre leur migration pré-estivale vers les plateaux toundriques

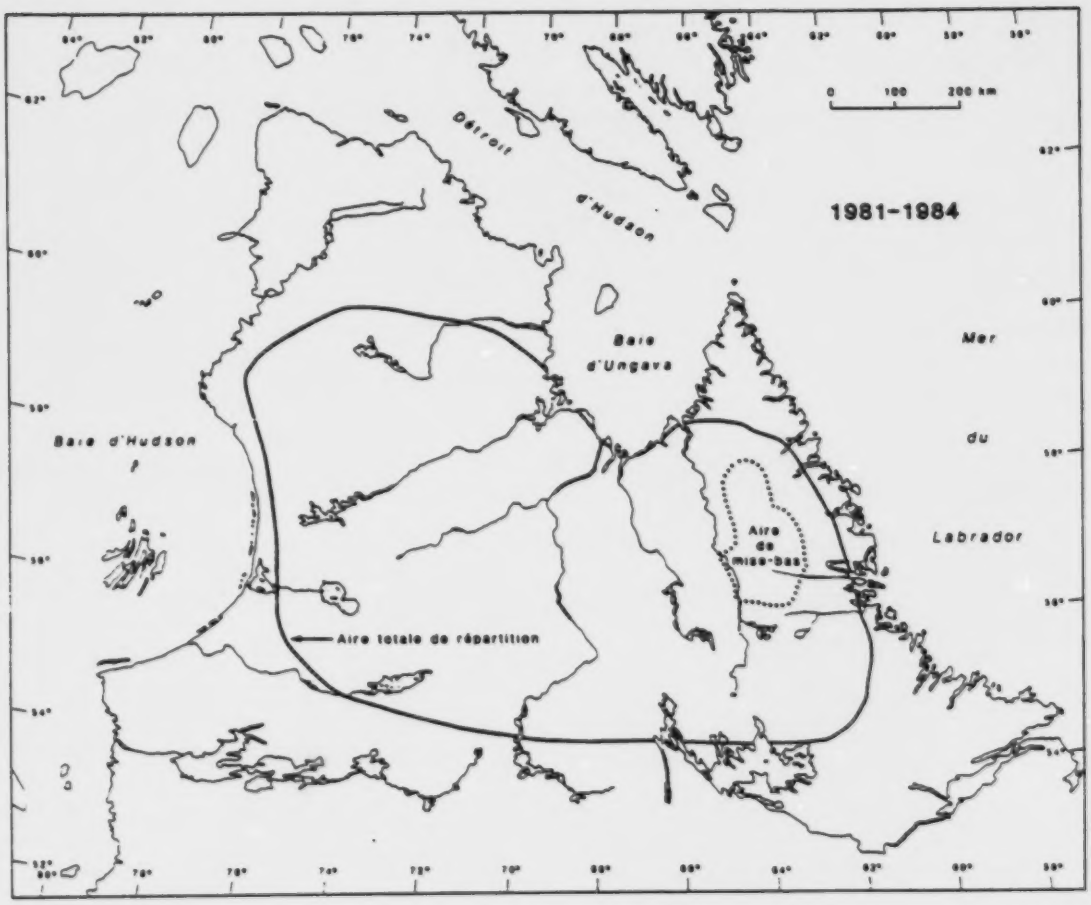

Figure 4. Aire totale de répartition et aire de mise bas pour le troupeau de caribous de la rivière George, données regroupées pour la période 1981 à 1984. Le contour de ces aires a été déterminé à partir des distributions de caribous fournies par Berger et Luttich (1983), Goudreault (1982), Goudreault et Luttich (1983, données non publiées), Le Henaff (1981a, 1981b, 1982), et Québec (1984).

entre la rivière George et la mer du Labrador, au nord du 56e parallèle. A cette époque, les caribous n'étant pas impliqués dans la mise bas, donc surtout des mâles, auraient comblé leur retard coutumier (e.g., Le Henaff 1977a,b; Goudreault 1982) sur la migration des femelles gestantes et s'intégreraient alors à la migration vers les habitats d'été. Selon Juniper (1982), la côte du Labrador serait favorisée en tant que lieu d'estivage dû à son caractère élevé et bien exposé aux vents frais de la mer du Labrador, caractère hautement apprécié par les caribous pour leur procurer un certain répit face au harcèlement des insectes.

Au cours du mois d'août ou septembre les caribous délaissent la côte du Labrador pour se diriger vers l'intérieur des terres (Wetmore 1973a; Dauphiné et al. 1975; Luttich 1975, 1978; Le Henaff 1977c, 1980, 1981, 1981a; Québec 1984). Le troupeau traverse alors la rivière George, généralement à la hauteur du lac de la Hutte Sauvage, et emprunte sur une certaine distance le bassin versant de cette rivière gardant une orientation plutôt vers le nord. Se basant sur la distribution des animaux en période de rut (fin octobre), on peut généraliser que les caribous semblent amorcer leur migration automnale plus tôt depuis le début des années 1980 en comparaison avec les observations effectuées au cours des années 1970. Il apparaît donc que la période estivale passée sur la côte du Labrador se raccourcit au fil des ans, se traduisant par une traversée plus hative au niveau de la rivière George. Plus tard (novembre), on observe le troupeau se déplaçant d'est en ouest en bordure de la baie d'Ungava pour enfin se redistribuer en début d'hiver (décembre), et de façon assez variable d'une année à l'autre, dans les bas-

sins versants des rivières Koksoak, Caniapiscau, aux Mélèzes, et aux Feuilles.

En résumé, les patrons de migration présentent certaines tendances mais on doit garder à l'esprit la variabilité qui les caractérise. A titre d'exemple, notons que les caribous ont fréquenté intensément les terres du Labrador au cours de l'hiver 1975 (Luttich 1976a; Drolet et Anderka 1977) alors qu'ils se retrouvent de coutume à l'ouest de la rivière à la Baleine durant cette saison. L'augmentation de l'aire de répartition totale au cours des 15 dernières années constitue une autre réalité biologique très importante. Relevant toutes les distributions cartographiées et les relevés télémétriques, nous avons estimé l'aire de répartition totale du troupeau à 160 000, 195 000, et 442 000 km^2 pour la période 1971-75, 1976-80, et 1981-84, respectivement (Fig. 2, 3 et 4). On peut se demander si cette augmentation est liée à l'accroissement du troupeau en tant que tel (i.e., un mécanisme interne à la population), et/ou à l'épuisement récent des habitats nourriciers fréquentés traditionnellement par les caribous. Finalement, les données de télémétrie indiquent que les déplacements (migrations) se qualifient par un dynamisme exceptionnel depuis quelques années (Goudreault et Luttich 1983; Québec 1984; M.L.C.P. données non publiées). Ce dynamisme peut masquer, sinon altérer, les tendances des migrations saisonnières qui nous apparaissaient plus constantes auparavant.

L'habitat

L'habitat des caribous de la George n'a pas fait l'ob-

jet d'études détaillées. On pense entre autres à des études portant sur la reconnaissance des habitats disponibles, sur la valeur nutritive des principales espèces végétales qui s'y retrouvent et sur l'évaluation du degré d'utilisation de ces habitats par le caribou. A ceci, il faut ajouter qu'il est difficile de décrire l'habitat du caribou sans se pencher d'abord sur les besoins vitaux de ce cervidé pour nos régions nordiques. Ces besoins touchent surtout l'alimentation des caribous, mais également d'autres aspects de l'habitat, possiblement importants à certaines périodes de l'année pour la survie et la reproduction, tels la protection offerte contre le harcèlement des insectes, l'épaisseur et la texture de la neige recouvrant le sol, et même la présence relative des prédateurs.

Les données sur le régime alimentaire se résument à celles présentées par Parker (1981). Un échantillon de 65 contenus du rumen prélevés en avril 1980, alors que les caribous fréquentaient les plateaux toundriques entre la rivière George et la côte du Labrador, montra une utilisation prédominante des graminées et des carex, suivis par le brout, les lichens terricoles, les mousses, et finalement les feuilles d'arbustes (Tableau 2). Ces données diffèrent d'un échantillon semblable prélevé en mars 1976 alors que les caribous exploitaient encore la taiga. Dans ce deuxième échantillon, la prédominance des lichens terricoles remplaçait celle des graminées et des carex trouvée en avril 1980. Ces données montrent que le régime alimentaire du caribou peut varier énormément selon les habitats et les saisons (Scotter 1967; Miller 1976; Thompson et McCourt 1980). Par

Tableau 2. Pourcentages des principales classes d'éléments du régime alimentaire des caribous de la George en avril 1980 (plateaux toundriques) et mars 1976 (taiga). Les résultats ont été obtenus par l'analyse des contenus de 65 rumens en avril 1980 (Parker 1981) et 22 rumens en mars 1976 (T.C. Dauphiné et C.A. Drolet, données non-publiées; d'après Parker 1981).

	% en poids sec des contenus du rumen	
	Avril 1980	Mars 1976
Mousses	10.8	8.7
Brout	16.1	17.7
Feuilles d'arbustes	5.5	7.5
Graminées et carex	54.3	6.7
Lichens terricoles	13.3	55.8
Champignons	----	3.6

exemple, la faible abondance de lichens sur les plateaux toundriques de la côte du Labrador peut avoir encouragé une exploitation plus importante des graminées et des carex en avril 1980.

Lors de ses déplacements annuels, le troupeau de la George prend contact avec plusieurs types d'habitats (Fig. 5). Selon les travaux de Payette (1983), la toundra arctique se situe le plus souvent au nord du 58e parallèle. Toutefois elle s'étend beaucoup plus au sud sur les terres du Labrador et à l'est de la rivière George en vertu d'un climat plus froid causé par la mer du Labrador. La toundra arctique se caractérise par l'absence d'arbres sous une forme typique et la présence de landes recouvertes de bosquets (surtout des éricacées) entremêlés de tapis de lichens. Toutefois, la toundra du Labrador semble assez dépourvue de tapis de lichens; on y retrouve surtout des terrains rocailleux colonisés par les graminées et les carex. La toundra forestière, plus au sud, représente l'habitat le plus communément fréquenté par le troupeau. Ce biome végétal se distingue de la toundra arctique par la présence d'arbres non-rabougris, soit sous une dispersion clairsemée (sous-zone arbustive), ou encore distribués en îlots de forêt entremêlés d'ouvertures (sous-zone forestière, partie sud). La toundra forestière couvre la majeure partie des bassins versants des rivières Koksoak, aux Mélèzes, et aux Feuilles, ainsi que le versant ouest des rivières Caniapiscau et George (Fig. 5). Les espèces arborescentes les plus communes sont l'épinette noire et le mélèze (surtout dans les bassins versants des rivières aux Feuilles et aux Mélèzes). Dans les innombrables ouvertures de ce biome on retrouve d'importants tapis de lichens et des peuplements étendus d'éricacées, deux

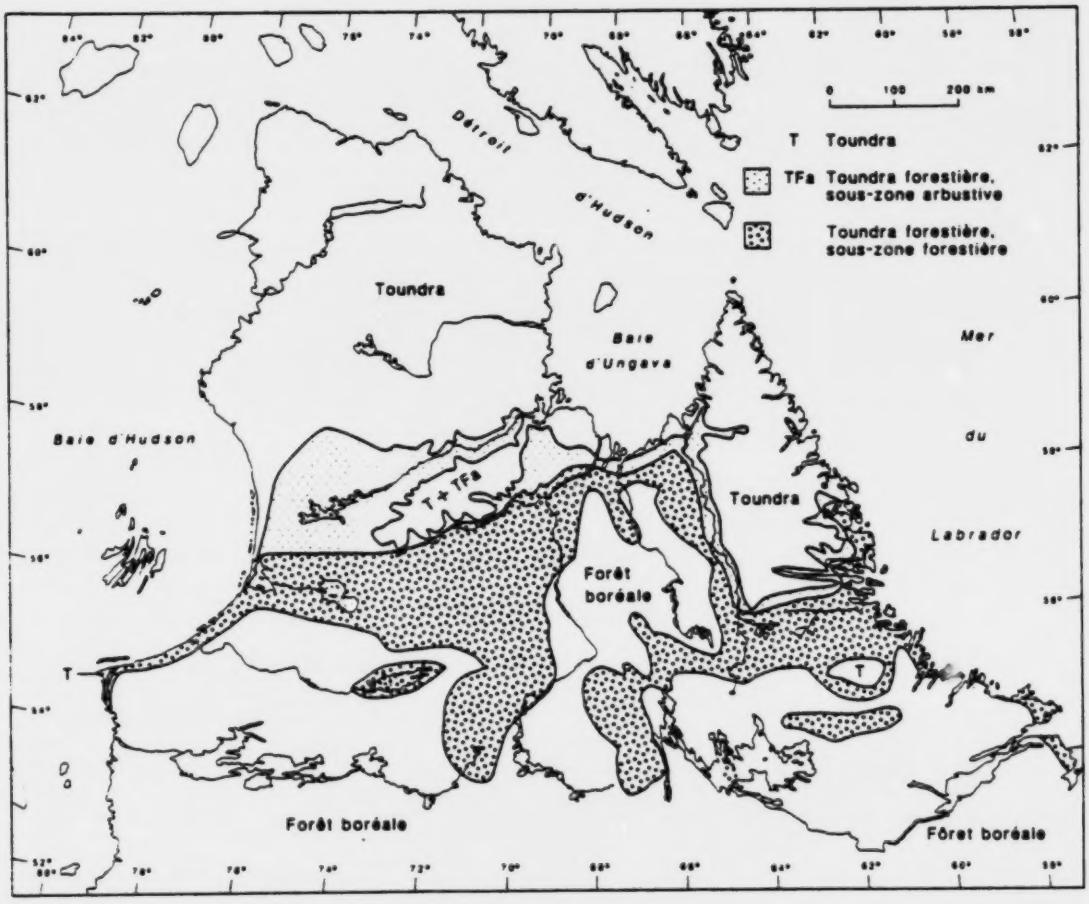

Figure 5. Distribution des principaux biomes de végétation susceptibles d'être fréquentés par le troupeau de caribous de la rivière George, selon Payette (1983).

sources potentielles de nourriture pour le caribou. Finalement, on retrouve, toujours plus au sud, la forêt boréale ou taiga (Fig. 5). Soulignons la présence d'une langue de terre caractérisée par des climats plus tempérés , le bassin versant de la rivière à la Baleine et le versant est de la rivière Caniapiscau, permettant à la forêt boréale de s'étendre plus au nord dans ces milieux (Fig. 5). La forêt boréale décrite ici se compose principalement de peuplements d'épinettes noires et de pins gris (zones de feux) tout en gardant un caractère ouvert par ses cimes d'arbres non-contigues pour la majeure partie du territoire. Il est connu que ce genre d'habitat ouvert renferme une biomasse élevée de lichens terricoles en dehors bien sûr des zones de feux récents (Miller 1976). De plus, la neige y est généralement d'une nature assez poudreuse ce qui facilite pour le caribou la recherche des lichens au sol.

Condition physique des caribous

Pour plusieurs, la "condition physique" d'un animal recèle une signification très voisine de son état de nutrition. Une telle perspective demeure partielle dans la mesure où l'on s'accorde pour définir "condition physique" dans les termes de Huot (1983) soit: l'état physique d'un animal considéré en relation avec ses chances de survie à moyen terme et la réalisation de son potentiel reproducteur selon son âge, son sexe, et le moment de son cycle annuel. Suivant cette définition, les réserves corporelles (i.e., gras et une certaine partie de la masse musculaire) sont certes des indices révélateurs de la condition physique, mais il ne faut pas négliger la valeur d'éléments

additionnels tels les mesures de la croissance corporelle, le degré d'infection par des organismes pathogènes ou parasitiques, et les paramètres sanguins.

Selon notre revue, trois études seulement se rapportent à la condition physique des caribous de la George. La première fut menée au cours des automnes 1978, 1979 et 1980 par une équipe multidisciplinaire (Jean et al. 1982). Le but visé était de déterminer l'état de santé du troupeau suivant plusieurs aspects d'ordre physiologiques tels la sérologie, la virologie, la biochimie du sang et la parasitologie. Le matériel biologique fut récolté sur 113 animaux tués à la chasse sportive (août et septembre) dans les secteurs de la rivière George et du lac Mistinibi. Les tailles d'échantillon sont variables suivant les analyses et restent limitées pour l'étude des paramètres sanguins. Aucun titre d'anticorps ne fut retrouvé contre les antigènes Brucella, Leptospira et Toxoplasma, alors qu'on notait 2 cas de réaction contre Francisella tularensis et 1 cas contre Toxoplasma grondii. Pour ce qui est des infections virales, des réacteurs furent isolés fréquemment contre la rhinotrachéite bovine (IBR), l'adénovirus 3 bovin (BAV3) et la diarrhée virale bovine (BVD). Les auteurs reconnaissent qu'il est difficile de déterminer les effets négatifs de ces virus chez le caribou. L'étude parasitologique a confirmé la présence de nombreux parasites déjà décrits chez cette espèce. Toutefois la présence de la douve du foie, Fascioloides magna, dans près de 50% des animaux examinés apparaît unique au troupeau de la George. Les analyses effectuées sur le sang indiqueraient, selon les auteurs, une

prise de nourriture adéquate sur le plan énergétique, protéinique et minéral. En général l'étude apporte des résultats descriptifs valables sans toutefois faire une mise en relation telle qu'encouragée par Huot dans sa définition fonctionnelle.

La deuxième étude fut dirigée par Parker (1981) dans le but d'évaluer la condition physique et le taux de gestation des caribous femelles au printemps alors qu'elles s'approchent du seuil minimum de leurs réserves corporelles au cours d'un cycle annuel. Au total, 159 caribous (140 femelles) furent récoltés en avril 1980 pendant que le troupeau se déplaçait sur les terres du Labrador en direction de l'aire de mise bas de la rivière Ford. L'auteur rapporte les données morphométriques suivantes: poids corporel, longueur totale, hauteur à l'épaule, tour de poitrine, longueur de la patte arrière et longueur de la mandibule. Concernant les réserves de graisse, on retrouve les indices les plus courants tels l'épaisseur du gras sous-cutané au niveau dorsal, le gras perirénal, et le pourcentage de gras dans la moelle du fémur. L'auteur conclut que le taux de croissance, la stature finale, et les réserves adipeuses atteignent chez les caribous étudiés des valeurs généralement supérieures à celles rapportées pour d'autres troupeaux en Amérique du Nord. Les observations de Parker indiqueraient donc que les caribous de la George en 1980 faisaient l'expérience d'apports nutritifs adéquats sinon exceptionnels. Les données se rapportant au taux de reproduction reflètent d'autant plus ce fait. Le taux de gestation pour les femelles agées de 22, 34, et 46 mois et plus fut estimé à 43, 90 et 95%, respectivement (Parker 1981). Ces taux de gestation indiquent une performance de reproduction rarement égalée chez le

caribou (Bergerud 1980). Dans son ensemble l'étude offre des bonnes données de références sur des indices de la condition physique couramment utilisés, données qui peuvent être exploitées avantageusement dans des études éventuelles. D'une importance supérieure dans le contexte de la définition de Huot (1983), on peut retrouver dans cette étude des valeurs d'indices de la condition physique pour des animaux démontrant une performance de reproduction quasi maximale. L'étude renferme néanmoins une possibilité de biais dû au mode d'échantillonnage. En effet, les caribous étudiés ont été prélevés en totalité à partir des groupes de femelles se dirigeant vers les aires de mise bas. Les femelles non-gestantes qui tirent souvent de l'arrière dans la migration peuvent donc avoir été sous-représentées dans l'échantillon. Par conséquent, il est risqué d'appliquer à l'ensemble du segment femelle du troupeau les données fournies par Parker (1981) sur le taux de gestation et l'état de santé des animaux.

La troisième étude, menée par Huot et Goudreault (1984), avait pour but de définir et de vérifier la fiabilité d'indices simples de la condition physique chez le caribou. Les auteurs ont supposé au départ que la condition physique d'un animal était intimement reliée à l'importance de ses réserves adipeuses, et par conséquent, un indice fiable de la condition physique doit être en corrélation étroite avec ce genre de réserves corporelles. Un échantillon de 41 femelles (20 en octobre 1983, 21 en avril 1984) fut soumis à l'analyse afin d'évaluer le pourcentage lipidique des carcasses après la prise de données se rapportant à 14 indices potentiels des réserves de

graisse. L'étude montre que pour des caribous qualifiés de maigres à modérément gras (1.5 à 13.5% de gras dans la masse corporelle sans ingesta; Huot et Goudreault 1984) le pourcentage lipidique du muscle M. peroneus, l'indice de gras rénal de Riney, et l'indice combiné CONINDEX (Connolly 1981) sont particulièrement bien associés aux réserves de graisse. En contrepartie, l'épaisseur du gras sous-cutané au niveau dorsal et le pourcentage de gras contenu dans la moelle du fémur démontrent des faiblesses prédictives; ces indices doivent donc être interprétés avec prudence. D'un intérêt périphérique à l'étude, il fut constaté que plusieurs femelles étaient particulièrement maigres à l'automne 1983 alors qu'on prévoyait des accumulations de graisse plus importantes en rapport à cette période de l'année. Les travaux de Huot et Goudreault (1984) nous procurent des méthodes vérifiées de la condition physique qui pourraient être utilisées pour suivre à long terme l'état nutritif du troupeau. Nous croyons nécessaire d'ajouter que les indices retenus par Huot et Goudreault n'ont pas été reliés au potentiel de reproduction et au taux de mortalité des animaux. Une connaissance de ces relations nous aiderait notamment à mieux comprendre la liaison existant entre la condition physique et la démographie du troupeau.

Malgré ces trois études, l'information sur l'évolution de la condition physique des caribous de la George demeure très restreinte. La seule comparaison que nous pouvons offrir porte sur trois échantillons de mandibules récoltées sur une période d'environ 20 ans. La nature des résultats disponibles nous a obligés à retenir seulement l'information concernant les femelles

adultes dont la croissance squelettique était terminée (i.e., femelles agées de 40 mois et plus). La longueur moyenne de la mandibule (suivant Bergerud 1964) a passé de 286.3 ± 0.8 mm (erreur type, n=79) en 1963-65 (Bergerud 1967), à 283.0 ± 1.0 (n=74) en 1980 (Parker 1980), et finalement à 282.7 ± 1.8 (n=24) en 1983-84 (J. Huot, données non publiées). L'échantillon de 1963-65 diffère significativement de l'échantillon de 1980 (t=2.57, d.l.=153, P=0.01) et de l'échantillon de 1983-84 (t=3.62, d.l.=101, $P<0.01$), ces deux derniers ne différant pas entre eux (t=0.14, d.l.=92, $P>0.50$). Récemment Skogland (1983) a démontré que chez les rennes semi-domestiques, la longueur de la mandibule peut être influencée par les stress nutritifs encourus au cours de la période de croissance incluant bien sûr la vie fétale. Notre comparaison suggère donc, mais sans le démontrer, que les caribous de la George auraient subi des conditions d'alimentation moins favorables depuis quelques années. Ce changement se serait réflété par une stature à l'âge adulte légèrement inférieure. Même si l'on accepte cette hypothèse, on ne peut porter de verdict à l'égard des effets sur la reproduction et la mortalité.

DISCUSSION

Le troupeau de caribous de la rivière George figure parmi les populations d'ongulés les plus viables au monde. La gestion de cette ressource faunique offre aux responsables une opportunité unique et un défi de taille. L'opportunité est celle de soutirer rationnellement les bénéfices, autant économiques que

sociaux, offerts par ce troupeau pour lequel les efforts d'aménagement ont été assez limités jusqu'à maintenant. Le défi est d'éviter un déclin brusque des effectifs tels que ceux marquant l'histoire de plusieurs autres troupeaux de l'Amérique du Nord (Bergerud 1980; Davis et al. 1980; Miller 1983). Dans cette perspective, une recherche portant sur les facteurs susceptibles d'affecter ce troupeau de caribous dans l'immédiat ou dans un futur rapproché, doit être une préoccupation sérieuse des personnes ayant la responsabilité de gérer cette ressource nordique.

Les résultats d'inventaire des 30 dernières années illustrent bien dans leur ensemble la remontée spectaculaire du troupeau depuis les années 1940-50. Cependant, il n'est pas possible de se prononcer fermement sur le taux d'accroissement sans porter au préalable un jugement sur la validité des estimations de populations. Les reconnaissances aériennes d'avant 1975, c'est à dire celles basées sur des transects, nous fournissent seulement un aperçu général de l'accroissement pour les raisons suivantes: 1) aucun plan d'inventaire n'a été élaboré dans certains cas (Rousseau 1951; Banfield et Tener 1958), 2) en rétrospection, la surface inventoriée ne couvrait pas la totalité de l'aire de répartition probable du troupeau (une exception serait Pichette et Beauchemin 1973, en association avec Wetmore 1973), 3) la largeur de la bande inventoriée par virée n'était pas contrôlée rigoureusement, 4) le dénombrement des grands groupes de caribous se faisait par une estimation visuelle, et 5) la précision statistique n'a pu être calculée. Malgré ces faiblesses dans les données, on ne peut remettre en question le fait

que le troupeau a augmenté de façon tangible durant la période 1950-75.

Les résultats des inventaires subséquents ont permis d'évaluer la précision statistiques du nombre de femelles sur les terrains de mise bas. En vertu de la distribution assez hétérogène des femelles sur les aires de mise bas et du nombre restreint des parcelle-échantillons, l'erreur rattachée aux résultats d'inventaire se situe généralement entre 20 et 40% de l'estimation finale. De plus, nous devons ajouter à ceci le problème des biais qui eux n'ont pas été évalués. Les deux biais majeurs semblent être le pourcentage des femelles adultes n'étant pas présentes sur les aires de mise bas au printemps et le pourcentage des animaux passant inaperçus aux observateurs. Les auteurs ont utilisé des facteurs de correction pour réduire ces biais (Goudreault 1984), mais sans la vérification de ces facteurs de correction il est difficile d'évaluer avec précision le taux d'accroissement du troupeau. Nous soulignerons que suivant la méthode présentement utilisée (inventaire des terrains de mise bas en association avec la structure d'âge de l'automne précédent; Goudreault 1984), il importe de mesurer également l'erreur jointe à la détermination de la structure d'âge d'automne afin d'évaluer correctement la précision des estimations.

Suite à ces insuffisances, nous ne pouvons remettre en cause la valeur d'environ 13% proposée par Audet (1979) et Québec (1984) concernant le taux d'accroissement annuel du troupeau; il va de soi que nous recommandons néanmoins la prudence lors de l'interprétation de ces résultats. Il faut réaliser que rien nous permet de certifier que ce taux d'accroissement n'a pas

changé récemment. De plus, nos techniques d'inventaire étant de plus en plus perfectionnées (moins biaisées), les estimations récentes peuvent suggérer un accroissement supérieur à la réalité dû à un pourcentage vraisemblablement croissant des animaux dénombrés lors des inventaires.

Les patrons saisonniers de migration furent établis principalement par la cartographie d'attroupements de caribous lors de reconnaissances aériennes. Exceptions faites de Pichette et Beauchemin (1973) et Le Henaff (1980a), l'aire patrouillée fut partielle lors de ces reconnaissances. Ceci nous obligea à nous interroger sur les motifs entourant le choix des aires survolées. Si ces aires ont été sélectionnées suivant une idée préconçue des déplacements des caribous, nous ne pouvons utiliser ces résultats pour décrire les patrons de migration sans tomber dans un piège de circularité. Comme nous n'avons aucun moyen de connaître la fraction du troupeau représentée par les distributions cartographiées, nous ne pouvons exclure la possibilité que des attroupements importants se situaient dans des aires non-survolées, correspondant ainsi à des déplacements non-répertoriés. Considérant ce problème, les patrons de migration doivent être établis de préférence à partir d'animaux porteurs de colliers émetteurs. D'une importance encore plus grande à notre avis, cette approche permet d'associer un terrain de mise bas pour chaque caribou marqué, donc d'établir l'appartenance à un troupeau donné. Cet avantage devient de plus en plus important dans le nord québécois alors que les aires de répartition des différents troupeaux peuvent se chevaucher à certains moments de

l'année.

Les premiers efforts de télémétrie (Dauphiné et al. 1975; Drolet et Anderka 1977) ont fourni peu de données (39 localisations indépendantes des observations visuelles), limitant ainsi la possibilité de synthèse pour cette période entre 1973 et 1975. Les efforts récents depuis 1982 (Goudreault et Luttich 1983, données non publiées) mettent en cause un plus grand nombre d'animaux et emploient une technologie plus perfectionnée. L'analyse éventuelle de ces résultats devrait nous fournir une image plus détaillée des patrons saisonniers de migration. Entre autres, nous possédons très peu d'information sur les déplacements du segment mâle de la population.

Le manque de connaissances sur l'habitat des caribous de la George est alarmant. On ne peut qu'insister sur la nécessité d'études touchant les relations caribous-habitat, relations probablement critiques dans l'état actuel des choses. Ces recherches doivent être menées en parallèle avec les études sur les déplacements des caribous afin de faire ressortir les habitats les plus fréquentés. En plus, on doit se pencher en priorité sur le régime alimentaire des caribous si l'on espère connaître les traits de ces habitats "considérés" importants par les caribous. Une meilleure connaissance de ces éléments de sélection d'habitat permettrait de définir des recherches plus étoffées dont le but serait de répertorier ces habitats, d'en connaître le degré d'utilisation (ou encore les marques de surexploitation), et de quantifier la valeur nutritive des principales espèces végétales pour le caribou. Il ne faut pas négliger également la possibilité d'expérimentation, par l'usage de nombreux mini-exclos, afin

de mesurer l'impact à long terme du broutement des caribous sur la végétation. Ces expériences devraient être mises sur pied de préférence dans les habitats les plus traditionnellement utilisés par le caribou.

Les études de la condition physique nous informent sur l'état de nutrition des caribous. En principe la condition physique des animaux devrait réfléter (ou intégrer) plusieurs relations complexes difficilement quantifiables entre les caribous et leurs habitats (Huot 1983). Ce genre d'études devrait donc être préconisé dans les étapes premières d'une compréhension de la dynamique reliant les caribous et leurs ressources alimentaires. Suivant les travaux de Huot et Goudreault (1984) nous connaissons la fiabilité d'indices pouvant prédire les réserves lipidiques des caribous. Il importait d'effectuer ces travaux dans un premier temps. Maintenant, les résultats de ces recherches devraient être appliqués dans un contexte pratique et à long terme. Nous pensons précisément à un programme de prise de données dans le but de suivre l'évolution de l'état de santé du troupeau avec l'accroissement de la population. De plus, un intérêt devrait être porté sur la mise en relation de la condition physique avec premièrement le taux de reproduction et deuxièmement le taux de survie des animaux.

Le suivi de la croissance corporelle (surtout chez les jeunes individus âgés de moins de deux ans) constitue une autre approche valable pour étudier les changements de l'état de santé du troupeau. Il faut réaliser que ces deux approches, mesures des réserves corporelles et mesures de la stature, sont complé-

mentaires, en fait elles nous informent sur des aspects différents. Les réserves corporelles nous donnent une mesure temporelle de la condition physique d'un animal en tenant compte du cycle annuel, tandis que la croissance squelettique "intègre" les stress de nutrition vécus au cours de la période de croissance incluant la vie fétale. Ces stress peuvent réfléter soit une dégradation de l'habitat, ou encore une majoration de la compétition intra-spécifique pour les ressources de nourriture (Klein 1968; Hanks 1981; Leader-Williams et Ricketts 1982; Reimers et al. 1983; Skogland 1983). Les indices squelettiques qui apparaissent les plus prometteurs sont la longueur de la mandibule, la longueur totale et la longueur de la patte arrière.

REFERENCES

Audet, R. 1979. Histoire du caribou du Québec-Labrador et évolution des populations. Rech. Amérindiennes 9: 17-27.

Banfield, A.W.F., et J.S. Tener. 1958. A preliminary study of the Ungava caribou. J. Mamm. 39: 560-573.

Bélanger, M. 1984. Distribution, abundance and regulation of caribou hunting in Québec. In: Proc. 2nd. North Amer. Caribou Workshop, Montréal. Sous presse.

Berger, M., et S. Luttich. 1983. Population census on the winter range of the George River caribou herd. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project No. 4007, 13 p.

Bergerud, A.T. 1964. Relationship of mandible length to sex in Newfoundland caribou. J. Wildl. Manage. 28: 54-56.

------ 1967. Management of Labrador caribou. J. Widl. Manage. 31: 621-642.

------ 1980. A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. In: Proc. 2nd. Int. Reindeer/ Caribou Symp., p. 556-581.

Brassard, J.M., R. Bouchard, J. Huot, et F. Potvin. 1973. Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus), avril 1973. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, 14 p.

Calef, G. 1981. Caribou and the barren-lands. Firefly Books Limited, Toronto, 176 p.

Commission de toponymie du Québec. 1979. Répertoire toponymique du Québec, 1978. Editeur officiel du Québec, 1199 p.

Connolly, G.E. 1981. Assessing populations. In: O.C. Wallmo (ed.) Mule and black-tailed deer of North America. Univ. Nebraska Press, Lincoln. p. 287-345.

Dauphiné, T.C., F.W. Anderka, C.O. Drolet, et D.T. McIlveen. 1975. Distribution and movements of marked caribou in Ungava, June 1973 to 1974. Can. Wildl. Serv., Prog. Notes No. 46, 19 p.

Davis, J.L., P. Valkenburg, et H.V. Reynolds. 1980. Population dynamics of Alaska's Western Arctic caribou herd. In: Proc. 2nd. Int. Reindeer/Caribou Symp., p. 595-604.

Denton, D. 1979. L'exploitation historique récente du caribou et les schèmes d'établissement dans la région de Caniapiscau. Rech. Amérindiennes 9: 105-116.

DesMeules, P., et J.M. Brassard. 1963. Inventaire préliminaire du caribou Rangifer tarandus caribou d'un secteur de la Côte-Nord et du secteur centre de l'Ungava. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, Rapp. No. 3, p. 187-218.

Drolet, C.A., et F.W. Anderka. 1977. Distribution and movements of marked caribou in Ungava, July 1974 to July 1975. Can. Wildl. Serv., Prog. Notes No. 77, 14 p.

Elton, C. 1942. Voles, mices and lemmings. Cramer-Weinheim, New york (reprint 1965), 496 p.

Fitzhugh, W.W. 1979. Les modes d'adaptation basés sur le caribou dans les régions centrale et septentrionale du Labrador. Rech. Amérindiennes 9: 55-70.

Folinsbee, J.D. 1979. Distribution et abondance passées et présentes du caribou (Rangifer tarandus), au Labrador méridional et dans les régions adjacentes du Québec. Rech. Amérindiennes 9: 37-46.

------, W.E. Mercer, et M. Strapp. 1975. An aerial survey of the Hebron-Okak caribou northern Labrador - northeastern Québec calving area; May 1974. Nfld.-Labr. Wildlife Division, 18 p.

Goudreault, F. 1982. Dénombrement des caribous sur l'aire de mise bas du troupeau du fleuve George en juin 1982. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég. Nouveau-Québec, 18 p.

------ 1984. Review of caribou census techniques used in northern Québec. In: Proc. 2nd. North Amer. Caribou Workshop, Montréal, sous presse.

------, et S. Luttich. 1983. Le suivi télémétrique des faons du troupeau de caribou du fleuve George: un constat d'échec après quatre mois. Etude conjointe Québec / Terre-Neuve - Labrador sur le caribou, 20 p.

Hanks, J. 1981. Characterization of population condition. In: C.W. Fowler et T.D. Smith (eds.) Dynamics of large mammal populations. John Wiley and Sons, New York, p. 47-73.

Huot, J. 1983. Revue des méthodes d'évaluation de la condition physique et de l'état nutritif des ongulés sauvages. Québec (M.L.C.P.), Dir. faune terrestre, Rap. contractuel, 73 p.

------, et F. Goudreault. 1984. Evaluation of the reliability of fat indices for caribou. In: Proc. 2nd. North Amer. Caribou Workshop, Montréal, sous presse.

Jean, M. 1979. Recensement du caribou sur le terrain de vêlage du lac Champdoré (nord-est de Schefferville), juin 1979, et comparaison avec le recensement de 1974. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No. 54, 13 p.

------, R.-P. Patenaude, J.-L. Fréchette, Y. Elazhary, R. Higgins A. Tremblay, et I. Juniper. 1982. Etude préliminaire sur l'état de santé du troupeau de caribous du fleuve George. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, 35 p.

Juniper, I. 1973. Inventaire aérien des terrains de vêlage et des principaux sentiers de migration du caribou dans les régions du lac Caniapiscau et à l'est de la rivière Caniapiscau, dans le Nouveau-Québec, mai-juin 1973. Québec (M.T.C.P.), Serv. de la faune, 20 p.

------ 1974. Recensement et étude sur le terrain de vêlage du caribou, Nord-Est de Schefferville, mai-juin 1974. Québec (M.T.C.P.), Serv. rech. biol., 22 p.

------ 1977. Recensement et étude sur le terrain de vêlage du caribou de la rivière Ford, juin 1976. Québec (M.T.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No. 14, 27 p.

------ 1980. Estimé du niveau de population du troupeau de caribou du fleuve George - 1980. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, Document de travail, 7 p.

------ 1982. The George River caribou herd, a preliminary investigation. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, 30 p.

Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Can. Wildl. Serv., Monogr. No. 3, Ottawa.

Klein, D.R. 1968. The introduction, increase and crash of reindeer on St. Mattew Island. J. Wildl. Manage. 32: 350-367.

Leader-Williams, N., et C. Ricketts. 1982. Growth and condition of three introduced reindeer herds on South Georgia: the effects of diet and density. Holartic Ecology 5: 381-388.

Le Henaff, D. 1976. Vérifications des principales aires hivernales du caribou (Rangifer tarandus) dans le secteur de Waco (Basse Côte-Nord) et au Nouveau-Québec. Québec (M.T.C.P.), Serv. rech. biol., 31 p.

------ 1976a. Synthèse des observations effectuées au cours des mois de mai, juin et juillet 1975, sur le troupeau de caribous associé au terrain de vêlage du lac Champdoré. Québec (M.T.C.P.), Serv. rech. biol., 19 p.

------ 1977. Distribution saisonnière des agrégations de caribous associés au troupeau du George, 24-26 février 1977. Québec (M.T.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1977a. Caribous du George, distribution des agrégations de mâles en avril 1977. Québec (M.T.C.P.), Serv. rech. biol., Compte rendu technique, 2 p.

------ 1977b. Caribous du George, distribution saisonnière, 9-11 mai 1977. Québec (M.T.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1977c. Distribution saisonnière du troupeau du George pendant la période de rut, 18-19 octobre 1977. Québec (M.T.C.P.), Dir rech. faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1978. Distribution saisonnière des agrégations de caribous associées au troupeau du George, 14-21 mars 1978. Québec (M.T.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1978a. Distribution saisonnière des agrégations de caribous associées au troupeau du George, 9-14 février 1978. Québec (M.T.C.P.), Dir. rech faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1979. Observations sur le terrain de vêlage du caribou de la rivière Ford (Ungava), mai-juin 1978. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech faunique, RRF No. 35, 33 p.

------ 1979a. Observations sur le terrain de vêlage du caribou du lac Champdoré (nord-est de Schefferville), mai-juin 1978. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No. 45, 18 p.

------ 1979b. Distribution des agrégations de caribous pendant la mise bas. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 4 p.

------ 1980. Caribous du George et de la rivière aux Feuilles, distribution et structure de population, 19-30 octobre 1980. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 7 p.

------ 1980a. Inventaire national du caribou au nord du 55e parallèle, mars et avril 1980. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 13 p.

------ 1980b. Recensement sur le terrain de vêlage de la rivière Ford (1980). Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 7 p.

------ 1981. Synthèse des observations effectuées sur des caribous associés au troupeau du George d'août à octobre 1978. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No. 66, 39 p.

------ 1981a. Caribous du George, structure de population, 15-26 octobre 1981. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 5 p.

------ 1981b. Caribous du George, distribution saisonnière, 14-20 avril 1981. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 3 p.

------ 1981c. Localisation du terrain de vêlage de la rivière Ford et de l'aire de mise bas du lac Champdoré (1980). Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 4 p.

------ 1982. Caribous du George, distribution hivernale, 20-28 janvier 1982. Québec (M.L.C.P.), Dir. faune terrestre, Compte rendu technique, 4 p.

Low, A.P. 1896. Report on explorations in the Labrador Peninsula along the Eastmain, Koksoak, Hamilton, Manicuagan, and portions of other rivers, in 1892-95. Geol. Surv. Can. 8: 1-387.

Luttich, S. 1975. Classification, distribution and movement of the George River caribou herd in northern Labrador and northeastern Québec. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 75C-21, 35 p.

------ 1976. Aerial wintering ground survey of George River caribou concentrations in northern Labrador, February 1975. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 75C-23, 16 p.

------ 1977. Census and composition of the George River caribou herd on the Hebron calving range, 5-9 June 1975 and 3-8 June 1976. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 76C-10a, 44 p.

------ 1978. Classification, distribution, and movement of the George River caribou herd on the rutting range, October 1976 and 1977. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4002, 39 p.

------ 1978a. Post-calving distribution and composition of George River caribou herd on the mountain (Hebron - "Height of land") caribou range, 23-26 June 1976 and 12-14 June 1977. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4001, 61 p.

------ 1979. Pre-calving range George River caribou herd, composition and recruitment, 26 April - 5 May 1979. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4003, 35 p.

------ 1980. Pre-calving range George River caribou herd, composition and recruitment, 1977 and 1978. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4004, 42 p.

------ 1983. Historical review of the Hudson Bay company journals for the status of caribou and furbearers in Ungava/ Labrador Peninsula, 1925-1950. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4904.

Meredith, T.C., et L. Muller-Wille. 1982. The caribou of Nouveau-Québec, an important biological resource economic aspects of Naskapi utilization. Naturaliste can. 109: 947-952.

Messier, F., et J. Huot. 1985. Synthèse des connaissances sur le troupeau de caribous de la rivière George: dynamique de population, exploitation, et mécanisme de régulation. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég.Nouveau-Québec, Rap. contractuel. En prép.

Miller, D.R. 1976. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part 3, Taiga winter range relationships and diet. Can. Wildl. Serv., Rep. Ser. No. 36, 42 p

Miller, F.L. 1983. Restricted caribou harvest or welfare - northern native's dilemma. Acta Zool. Fennica 175: 171-175.

Parker, G.R. 1980. Physical and reproductive parameters of pre-calving caribou (Rangifer tarandus caribou) in northern Labrador. Can. Wildl. Serv., Sackville, New Brunswick, 86 p.

------ 1981. Physical and reproductive characteristics of an expanding woodland caribou population (Rangifer tarandus caribou) in northern Labrador. Can. J. Zool. 59: 1929-1940.

Payette, S. 1983. The forest tundra and present tree-lines of the northern Québec-Labrador Peninsula. Nordicana 47: 3-23

Pichette, C., et P. Beauchemin. 1973. Inventaire aérien du caribou - février 1983. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, 12 p.

Québec. 1984. Commercialisation de la viande de caribou du Nouveau-Québec. Etude de faisabilité. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég. Nouveau-Québec, 209 p.

Reimers, E., D.R. Klein, et R. Sorumgard. 1983. Calving time, growth rate, and body size of Norwegian reindeer on different ranges. Arctic and Alpine Res. 15: 107-118.

Rousseau, J. 1951. La protection du caribou de la toundra et l'élevage du renne dans le Québec: les bases d'un programme. Assoc. Prov. Québec pour la Protection du Poisson et du Gibier 92: 28-35 (cité par Audet 1979).

Scotter, G.W. 1967. The winter diet of barren-ground caribou in northern Canada. Can. Field - Nat. 81: 33-39.

Skogland, T. 1983. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. Oecologia (Berlin) 60: 156-168.

Skoog, R.D. 1962. Method for estimating caribou herds. Alaska Dept. Fish and Game, Info. Leaflet No. 20, 6 p.

Thompson, D.C., et K.H. McCourt. 1980. Seasonal diets of the Porcupine caribou herd. Am. Midl. Nat. 105: 70-76.

Trudel, F., et F. Huot (eds.). 1979. Dossier caribou. Rech. Amérindiennes Vol. 9, 164 p.

Wetmore, S.P. 1973. Three aerial caribou surveys of northern Labrador and norhteastern Québec, February, March - April and May - June, 1973. Nfld.-Labr. Wildlife Division, 20 p.

------ 1973a. Caribou herd composition and distribution in northern Labrador and northeastern Québec, October 10-23, 1973. Nfld.-Labr. Wildlife Division, 13 p.

RAPPORT 2

Dynamique de population, exploitation, et mécanismes de régulation.

RÉSUMÉ

Ce rapport constitue une synthèse des connaissances sur la dynamique, l'exploitation, et les mécanismes de régulation caractérisant le troupeau de caribous de la rivière George. Il vise de plus à identifier les lacunes dans les connaissances actuelles et à proposer des prises de données pour les combler. L'information qui y est traitée a été tirée de rapports techniques produits au cours des dernières années et a été interprétée à la lumière des connaissances scientifiques accumulées sur d'autres populations de caribous.

Un examen des estimations de population obtenues au cours des 30 dernières années suggère, à première vue, que le troupeau aurait augmenté au cours de cette période à un taux annuel d'environ 15,8% (r = 0,147). Une vérification de cette première estimation a été tentée par voie de modélisation en considérant les taux de fécondité et de mortalité rapportés dans les documents consultés.

Les taux de fécondité semblent surestimés parce qu'ils s'appliquent surtout à des femelles observées près des sites de mise bas. Les données sur les taux de mortalité sont aussi fragmentaires. Chez les faons, les informations disponibles ne se rapportent qu'à un nombre restreint d'individus (environ 40) en période hivernale. On ne sait donc rien sur la mortalité en été, qui est généralement plus critique pour cette classe d'âge. Chez les adultes, on ne peut que se fier à la structure de population d'un échantillon de femelles et, de là, déduire un taux de

mortalité pour celles-ci. Faute de données, le taux de mortalité des mâles âgés de plus de 2 ans a été fixé à deux fois le taux calculé pour les femelles.

Nous avons utilisé un modèle de simulation dans lequel les paramètres de mortalité et de reproduction ont varié selon 3 scénarios, recoupant ainsi les valeurs estimées pour les caribous de la rivière George. Les taux d'accroissement obtenus ont varié entre 0,029 et 0,136. En étant très optimiste, le taux d'accroissement (0,136) est encore inférieur à celui estimé d'après les données d'inventaire (0,147). Nous considérons donc ce dernier taux surestimé. Il serait plus réaliste d'utiliser comme base de travail un taux d'accroissement de 0,08 à 0,09 (soit 9-10% par année). L'augmentation de l'efficacité et de l'exactitude des inventaires aux cours des dernières années expliquerait cette disparité.

Ces simulations mettent aussi en évidence que c'est avant tout les variations du taux de mortalité qui donnent l'allure dans la dynamique de cette population; les variations dans les taux de natalité étant beaucoup moins influentes. De plus, les variations du taux d'accroissement que nous avons simulées n'induisaient que des changements mineurs dans les paramètres reliés à la structure de population. Il ne faut donc pas compter sur de tels paramètres afin de déceler un fléchissement dans la vigueur démographique du troupeau. Les données les plus utiles de la structure de population sont celles nous informant sur la survie des faons (i.e., rapport faon:femelle). A l'automne, ce rapport est le meilleur indice de la survie des faons en période

estivale, par contre, au printemps il ne semble pas y avoir actuellement de moyen fiable pour obtenir une estimation non biaisée de ce rapport. Quant aux pourcentages d'individus de 1,5 an à l'automne, ils nous apparaissent très peu fiables.

Grâces aux exercices de simulation, il a été possible de suivre les changements saisonniers des paramètres de la structure de population. Ceci nous a permis de déceler des erreurs méthodologiques dans les calculs reliés aux estimations de population. En particulier, les estimations au printemps seraient surestimées d'environ 4-5%.

L'exploitation du troupeau par l'homme semble présentement assez limitée et ne dépasserait pas annuellement 2 à 3% des effectifs. Toutefois, l'augmentation récente de l'aire de répartition du troupeau met celui-ci en contact avec de nouveaux groupes d'utilisateurs, par exemple les Cris de la baie James, ce qui peut accentuer le degré d'exploitation du troupeau. Cette situation devrait être suivie étroitement dans les années à venir.

Trois facteurs capables d'avoir un effet régulateur sur le troupeau ont été identifiés: la compétition intraspécifique pour la nourriture, la prédation par le loup et l'extension des aires utilisées. Quant au climat et aux feux de forêt, ils peuvent avoir un effet sur les populations mais l'état actuel des connaissances ne permet aucunement d'en apprécier l'importance.

Deux approches de gestion sont examinées pour le troupeau de la rivière George. Une première approche ne consisterait qu'à suivre l'évolution des niveaux de population et la récolte par

l'homme. La seconde, plus active, viserait une utilisation mieux adaptée au potentiel du troupeau. Il est suggéré de ramener le taux d'accroissement entre 3 et 5% selon cette seconde stratégie. Cette approche nécessiterait cependant un suivi beaucoup plus serré et une meilleure connaissance des mécanismes de régulation. La mise sur pied d'un prélèvement commercial s'adapterait à cette seconde approche.

Cependant, il semble risqué d'intervenir d'une façon marquée sur l'évolution démographique de cette population sans un suivi régulier des effectifs et sans obtenir par la même occasion des données additionnelles sur les points suivants: la fertilité, la survie des faons surtout, mais aussi la survie des jeunes et des adultes. Finalement, il est urgent d'approfondir nos connaissances sur les mécanismes biologiques affectant la démographie de ce troupeau. Ceci est d'autant plus important que le niveau de population actuel atteint un niveau inquiétant quant aux habitats d'alimentation, et que l'expansion rapide du troupeau de la rivière George est un phénomène unique en Amérique du Nord. Nous croyons que le futur de ce troupeau ne peut être assuré sans une meilleure compréhension des mécanismes de régulation.

INTRODUCTION

Le caribou (*Rangifer tarandus*) du Nouveau-Québec et du Labrador septentrional suscite présentement l'attention de plusieurs organismes de gestion et de recherche. Les enjeux sont multiples: droit d'exploitation, niveaux de récolte, contrôle des populations, et maintien à long terme des effectifs. Les analyses entourant ces enjeux reposent toutes, dans une certaine mesure, sur des éléments biologiques tels que la distribution spatio-temporelle des caribous, le potentiel d'exploitation par l'homme, et les facteurs naturels limitant les populations. Somme toute, il importe de réaliser que ces éléments biologiques ne constituent pas un tout en soi. Les échanges politiques entourant l'aménagement du troupeau de caribous de la rivière George illustrent bien comment les questions d'ordre économique, social et biologique ne forment qu'une problématique (Meredith 1983).

Dans cet esprit d'ensemble, le besoin d'une synthèse des connaissances sur le troupeau de la rivière George est apparu comme étant prioritaire. Le troupeau comptait au printemps 1984 près de 590 000 bêtes (Goudreault *et al.* 1985), atteignant ainsi un niveau de population difficilement contrôlable. On peut se demander si, par voie de conséquence, les caribous de ces régions ne sont pas menacés par leur propre succès écologique. Compte tenu du fait que les milieux nordiques sont sujets à une

surexploitation des ressources alimentaires par le caribou (surtout les lichens; Skogland 1983; Reimers *et al.* 1983), il n'est pas exagéré de penser qu'une population aussi élevée de grands herbivores peut entraîner une détérioration des habitats d'alimentation (Messier et Huot 1985).

Nous résumons donc ici, au meilleur de nos sources d'information, les données se rapportant à la dynamique de population, à l'exploitation pour des fins de subsistance et de chasse sportive, et aux différents mécanismes biologiques pouvant limiter le troupeau. En discussion, nous identifierons dans un esprit constructif les principales lacunes dans les connaissances acquises. Ce document vient compléter un rapport connexe dans lequel nous interprétons les données disponibles sur les tendances démographiques du troupeau, les patrons de migration, la nature des habitats, et l'état de santé des animaux (Messier et Huot 1985).

Cette revue de littérature a été réalisée dans le cadre d'une entente contractuelle liant le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche d'une part et l'Université Laval d'autre part. Nous désirons exprimer notre gratitude envers MM. M. Bélanger, F. Goudreault, D. Le Henaff, et H. Saint-Pierre pour les informations utiles qu'ils nous ont fournies suite à des consultations téléphoniques et écrites.

MÉTHODES DE TRAVAIL

L'information ayant servi à cette analyse fut puisée à partir de quelques 27 rapports gouvernementaux et comptes rendus

techniques non publiés, ainsi que 10 écrits scientifiques publiés. Ces écrits faisaient tous mention des caribous du Nouveau-Québec et du Labrador nordique. Le matériel consulté est détaillé dans la section RÉFÉRENCES. Le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (Direction de la faune terrestre) avait la responsabilité de nous fournir les rapports non publiés. Pendant et après l'examen du matériel de travail, des consultations téléphoniques ou écrites ont été menées auprès des personnes ressources de ce ministère. Ces consultations ont porté exclusivement sur l'exactitude et la qualité des résultats. Les interprétations et les éléments de discussion de ce rapport ont été développés d'une façon indépendante pour en préserver l'originalité.

Les efforts d'analyses ont été concentrés surtout sur la période 1973-1984, les données y étaient beaucoup plus abondantes. L'interprétation de ces résultats relativement récents peut mieux nous informer sur l'évolution démographique actuelle du troupeau.

SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES

Taux d'accroissement

Avant d'interpréter les données touchant la dynamique de population, nous résumerons l'information sur les changements numériques qu'a connus le troupeau de la rivière George (Messier et Huot 1985). Le troupeau a d'abord subi un déclin marqué au début du XX^{e} siècle pour atteindre un seuil minimum probablement vers les années 1920 ou 1930. Les hypothèses concernant les causes de ce déclin sont diverses mais somme toute non-vérifiées.

La chasse excessive par l'homme, la surexploitation des ressources alimentaires par le caribou, et les pertes d'habitat par le feu, constituent les hypothèses les plus communément évoquées. Suivant les années 1920, aucune information ne nous permet de croire à une remontée des effectifs avant le mi-siècle.

Entre 1954 et 1984, dix reconnaissances aériennes du troupeau ont été réalisées. Les méthodes d'inventaires ont été modifiées au cours des années (Goudreault 1984) de sorte que les résultats qui en découlent sont d'une précision et d'une exactitude variables, sans compter que des facteurs de correction inégaux y sont intégrés. Comme l'illustre la Fig. 1, les résultats montrent néanmoins une remontée rapide des effectifs qui passent d'environ 5 000 bêtes en 1955 à quelque 590 000 en 1984 (Goudreault *et al.* 1985).

Suivant une analyse de régression simple à partir d'un modèle de croissance exponentiel, nous avons estimé le taux d'accroissement instantané (r; Caughley 1977: 109) du troupeau à 0,147 (Fig. 1). Ce taux correspond à un accroissement annuel moyen (e^r-1) de 15,8% pour la période 1955-1984. Si nous considérons seulement les résultats d'inventaires réalisés à partir de 1973, dû à leur plus grande fiabilité, r demeure presque inchangé soit 0,141 (15,1%).

Audet (1979) et Québec (1984) ont estimé le taux d'accroissement instantané à 0,139 correspondant à un taux annuel de 14,9% (contrairement à 13,9% tel que présenté originalement par les auteurs). Le troupeau de caribous de la rivière George semble s'accroître à un taux dépassant ceux estimés pour d'autres

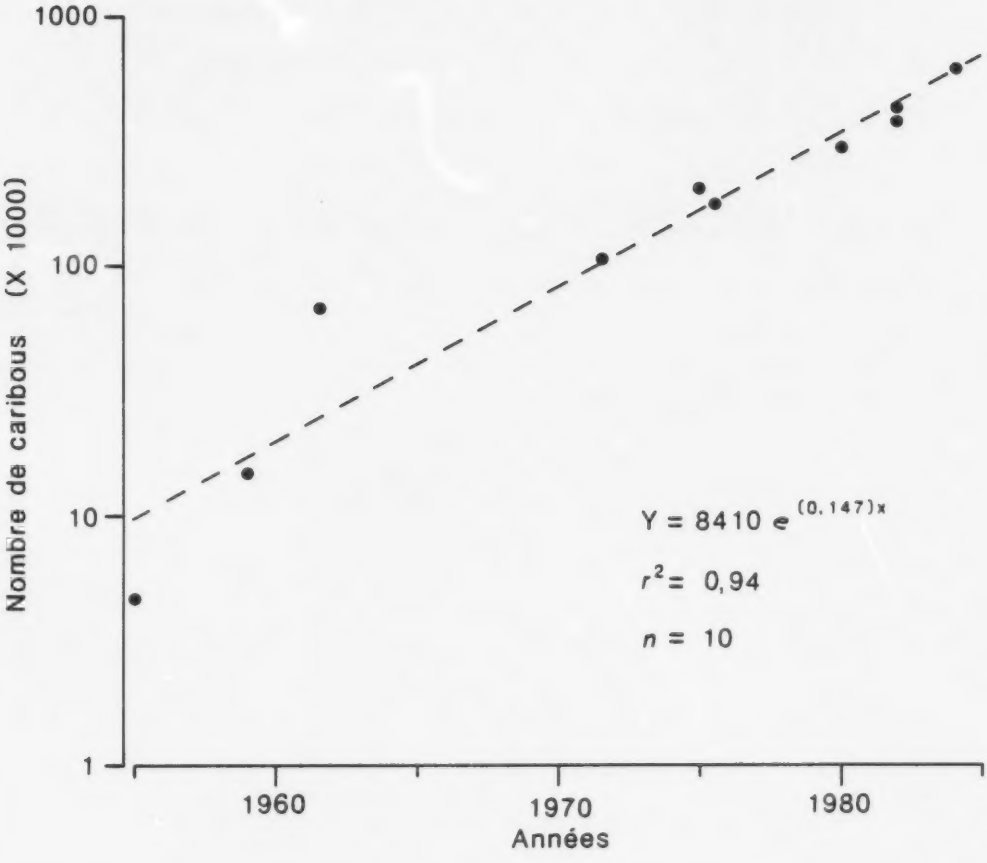

Figure 1. Accroissement de la population de caribous formant le troupeau de la rivière George, de 1955 à 1984, selon les travaux de Banfield et Tener (1958), Desmeules et Brassard (1963), Bergerud (1967), Pichette et Beauchemin (1973), Wetmore (1973), Luttich (1976), Juniper (1980, 1982), Goudreault (1982), Berger et Luttich (1983), et Goudreault et al. (1985). La variable dépendante (x) représente le nombre d'années après 1955.

populations d'Amérique du Nord cohabitant avec le loup, r variant entre 0,11 et -0,31 pour ces populations (Bergerud 1980). Bergerud *et al.* (1983) ont évalué à 0,197 (r) le taux d'accroissement naturel d'une population de caribous en l'absence de loups (i.e., le troupeau de la péninsule Avalon, Terre-Neuve). Les populations de rennes, quant à elles, ont la capacité de s'accroître plus rapidement soit à un taux variant de 0,24 à 0,35 si les prédateurs et l'homme ne sont pas mis en cause directement.

Les changements dans le taux d'accroissement peuvent être expliqués par quatre variables démographiques: la reproduction, la mortalité, l'émigration et l'immigration. Evidemment, ceci n'est qu'un élément de tautologie qui pointe néanmoins les champs d'intérêt permettant de mieux saisir la dynamique d'une population. Puisque le troupeau de la rivière George semble se comporter comme une "méga-population", et que les échanges entre les troupeaux du Nord québécois sont encore inconnus, nous ne traiterons pas des processus d'immigration et d'émigration dans cette synthèse. Nous noterons toutefois que le caribou revêt une tendance naturelle pour l'émigration en grands groupes (Kelsall 1968; Haber et Walters 1980). Les cas d'émigration collective semblent prendre place surtout lorsqu'un troupeau atteint un niveau de population élevé. Ils peuvent aboutir à la naissance et au développement de nouveaux troupeaux ou renforcer les effectifs de petites populations déjà existantes.

Taux de gestation

Parker (1981) a pratiqué en avril 1980 l'autopsie de 140 femelles abattues pour fins de recherche lorsqu'elles se diri-

geaient vers le terrain de mise bas de la rivière Ford. Une productivité plutôt élevée fut constatée puisque 45% des femelles de 22 mois, 90% des femelles de 34 mois et 95% des femelles de 46 mois et plus étaient gestantes. Ces taux de fertilité sont supérieurs à ceux rapportés dans la littérature pour d'autres troupeaux de l'Amérique du Nord (Tableau 1). Nous croyons que les taux présentés par Parker (1981) surestiment le taux de gestation pour l'ensemble des femelles du troupeau de la rivière George. En effet, cette collecte expérimentale fut effectuée dans le front de migration des femelles adultes se dirigeant vers les aires de mise bas. Or, selon les travaux de Parker (1972), Le Henaff (1979a) et Luttich (1977, 1980, 1980a), il paraît assez clair que les femelles gestantes donnent l'allure à cette migration printanière, alors que les femelles vraisemblablement non-gestantes et les jeunes individus traînent de l'arrière. Parker n'a pas discuté des effets possibles de cette ségrégation lors de l'interprétation de ses résultats. En considération supplémentaire, Goudreault (1982) observa, en mai 1982, que bon nombre de femelles accompagnaient encore les mâles regroupés loin des aires de mise bas traditionnelles. Une vérification du taux de gestation de ces femelles s'impose avant d'évaluer la productivité du troupeau dans son ensemble.

Luttich (1980a) a évalué à 89,9% le taux de fertilité des femelles âgées de 2 ans et plus associées au terrain de mise bas de la rivière Ford. Ce taux de gestation fut déterminé à partir du pourcentage des femelles avec bois à la fin mai. Luttich posa l'hypothèse que les femelles sans bois à cette période sont soit

Tableau 1. Données comparatives du taux de gestation chez le caribou d'après Parker 1981. Les tailles d'échantillon sont présentées entre parenthèses.

	% des femelles en gestation				
Nom du troupeau	Faons	1½ ans	2½ ans	3½+ ans	Total 1½+ ans
de la George, Qué.-Labr.	0 (16)	43 (21)	90 (20)	95 (83)	85
Kaminuriak, T. N-O	0 (20)	5 (21)	53 (19)	92 (84)	71
Beverly, T. N-O	-----	33 (3)	50 (16)	78 (69)	71
Nelchina, Alaska	0 (24)	13 (31)	61 (46)	89 (335)	80

non-gestantes ou encore gestantes mais du génotype sans bois, i.e., environ 2% des femelles (Luttich 1978). Dans le but de vérifier cette supposition, Luttich sacrifia 5 femelles sans bois le 26 mai. Il constata alors qu'aucune de ces femelles de 2 ans était gestante et que la chute des bois ne datait que de quelques jours. Le statut reproducteur des femelles avec bois n'a cependant pas été vérifié. Au cours de travaux antérieurs (Luttich 1980), il fut constaté que la perte des bois chez les femelles (gestantes ou non) était rare avant le début mai. En contrepartie, la chute des bois des femelles accompagnées de faons survient quelques jours après la parturition soit dès la fin mai ou le début juin. Donc, il paraît douteux que la distribution chronologique de la chute des bois chez les femelles non-gestantes soit totalement séparée de celle des femelles gestantes. Sans cette séparation nous ne pouvons espérer quantifier le taux de fertilité avec un degré de précision suffisamment élevé pour suivre les changements survenant d'une année à l'autre. D'ailleurs, comme nous le verrons plus loin, un taux de fertilité de 89,9% tel que proposé par Luttich (1980a) est très improbable lorsqu'on inclut les femelles de 18 mois parmi les femelles potentiellement reproductrices à l'automne. La technique de Luttich est également susceptible d'être biaisée par la ségrégation des femelles gestantes et non-gestantes à l'approche des sites de mise bas.

De toute évidence, des recherches additionnelles sont nécessaires pour connaître le taux de fertilité des femelles faisant partie du troupeau de la rivière George. La ségrégation

des femelles au printemps pose un problème sérieux afin de saisir un échantillon représentatif de l'ensemble des femelles. Pour cette raison nous recommandons que le taux de gestation soit établi à partir d'un échantillon obtenu au cours de l'hiver (décembre à mars) alors que les femelles gestantes et non-gestantes forment probablement des hardes mixtes.

Taux de mortalité

Les données se rapportant au taux de mortalité demeurent pour le moment assez fragmentaires. Une première étude fut tentée en octobre 1982 par Goudreault et Luttich (1983). Dû à des problèmes techniques, l'information recueillie sur les 36 faons marqués fut partielle. L'expérience fut répétée à l'automne 1983. Des 40 faons marqués, 5 (13%) ont péri avant le début d'avril 1984 (une période d'environ 6 mois): 4 par prédation et 1 d'une cause indéterminée (Ferguson *et al.* 1985). En appliquant un intervalle de confiance sur ce rapport (i.e., $1,96 \times (pq/n)^{0,5}$, alpha = 0,05), nous estimons le taux de mortalité entre 5 et 20% de novembre à avril, ou 10-40% annuellement si nous supposons que la mortalité se fait sentir d'une façon homogène au cours de l'année. Cette dernière estimation (10-40%) est probablement sous-estimée car d'autres études (Parker 1972; Bergerud 1980, 1983) ont montré que la mortalité chez les faons est plus accentuée au cours des mois d'été.

Calef (1982) revisa les données se rapportant au rapport faons (11-12 mois): femelles adultes (23 mois et plus) de 1977 à 1981. Il estima que le taux de mortalité chez les faons au cours de leur première année a varié de 50% à 79%. Les estimations de

Calef sont clairement exagérées pour deux raisons. Premièrement, Parker a supposé un taux de gestation de 85% et ce pour des femelles âgées de 6 mois et plus au moment de l'accouplement. Comme nous le verrons plus loin, le taux de gestation pour cet ensemble de femelles se rapproche plutôt de 65%, créant ainsi un biais très appréciable. Deuxièmement, il est presque assuré que les rapports faons (11-12 mois): femelles (23 mois et plus) près des aires de mise bas sont sous-estimés. Ce dernier point est discuté plus en détails dans la prochaine section. Nos deux remarques s'appliquent également aux estimations de Luttich (1979, 1980).

Chez les adultes, aucune donnée de mortalité n'a été recueillie directement. On peut retrouver dans Québec (1984) une table de survie des caribous femelles à partir de laquelle le taux de mortalité pour les différentes classes d'âge a été calculé (Tableau 2). Nous considérons que ces données peuvent fournir une première approximation de la mortalité tout en gardant à l'esprit que le facteur de correction utilisé dans cette analyse, e^{rx}, inclut une valeur de r (0,13) pour laquelle beaucoup d'incertitude demeure. Nous constatons entre autres que les individus âgés peuvent avoir été sur-représentés dans les fréquences ajustées (Tableau 2). Ces valeurs du taux de mortalité doivent être interprétées avec une certaine réserve.

Tableau 2. Table de survie des caribous femelles du troupeau de la rivière George, d'après Québec (1984).

Age (x)	Fréquences observées (f_x)	Fréquences ajustées #	Taux de survie cumulés (l_x)	Taux de mortalité (q_x)
0	84	103	1,000	0,416
1	49	60	0,584	0,066
2	43	56	0,545	0,072
3	46	52	0,506	0,077
4	21	48	0,467	0,084
5	24	44	0,428	0,091
6	16	40	0,389	0,100
7	13	36	0,350	0,111
8	15	32	0,311	0,093
9	11	29	0,282	0,138
10	6	25	0,243	0,123
11	5	22	0,213	0,131
12	3	19	0,185	0,210
13	2	15	0,146	0,199
14	2	12	0,117	0,250
15	2	9	0,088	1,000

Fréquences qui ont d'abord été corrigées par le facteur e^{rx} ($r = 0,13$) et ensuite ajustées suivant une technique de lissage de courbe par régression, voir Québec (1984).

Structure de population

Un intérêt particulier a été porté à la structure de population du troupeau de la rivière George. De façon coutumière les classifications des animaux, selon leur âge et leur sexe, ont été réalisées à deux périodes de l'année, soit à l'automne (octobre) et au printemps (mai-juin). Les prises de données à l'automne avaient deux buts principaux: 1) connaître le rapport faons:femelles (18 mois et plus), et 2) établir le pourcentage des femelles (18 mois et plus) dans la population. Le rapport faons:femelles à l'automne peut nous renseigner sur la mortalité estivale des faons à condition, bien sûr, de connaître ce même rapport au printemps. Le pourcentage de femelles dans la population à l'automne permet de compléter les estimations de populations qui sont basées sur le dénombrement des femelles adultes fréquentant les aires de mise bas (Goudreault 1984).

Les prises de données au printemps avaient comme objectif principal de quantifier le pourcentage de faons (11-12 mois) accompagnant les femelles sur les sites de mise bas. En théorie, cette estimation peut nous renseigner sur la mortalité des faons au cours de l'hiver si l'information n'est pas biaisée (voir p. 17), et si l'on connaît au préalable le rapport faons: femelles à l'automne précédent. De plus on utilise le pourcentage de femelles adultes sur les sites de mise bas dans le calcul de la population totale au printemps.

Mâles et femelles caribous ont tendance à former des hardes mixtes durant la période d'accouplement, soit de la mi-octobre au début de novembre (Kelsall 1968). A cette période de l'année le

troupeau de la rivière George se compose d'environ 25% de mâles adultes, 41% de femelles adultes, 10% de jeunes, et 24% de faons (Tableau 3). Les pourcentages de mâles adultes, de femelles adultes, et de faons ont peu varié entre 1973 et 1984 (Tableau 3). Au contraire, le pourcentage de jeunes s'est montré plus changeant, les valeurs variant de 2,0% à 17,6% selon les observateurs (Tableau 3). De toute évidence, cette variabilité s'explique par la difficulté de différencier les jeunes à l'automne. Plusieurs auteurs (Parker 1972; Luttich 1975, 1978; Le Henaff 1980; Martell et Russell 1983) ont reconnu l'incertitude entourant l'identification des jeunes lorsque ceux-ci excèdent l'âge de 13-14 mois. Personnellement nous n'accordons que très peu de valeur au pourcentage de jeunes à l'automne de sorte que nous préférons intégrer ces animaux à la classe adulte (Tableau 4).

Le rapport faons:femelles (> 1 an) nous apparaît actuellement comme le meilleur indice de la productivité du troupeau. Selon ce rapport, la productivité de faons aurait été stable et élevée au cours de la période 1973-1984. En effet, le nombre de faons par femelle âgée de plus d'un an s'est maintenu autour de 0,51 avec un écart-type plutôt réduit de 0,053 (Tableau 4). Si l'on suppose que l'on retrouve 0,65 à 0,70 faon par femelle ($\geq$ 1 an) suivant la parturition (voir section suivante), la mortalité estivale serait de l'ordre de 25-30%.

Chez les individus de plus d'un an, nous retrouvons en moyenne 0,64 mâle par femelle (Tableau 4). Ce rapport a connu des extrêmes (0,47 et 0,87) nous portant à croire que la ségrégation des animaux, même pendant la période de l'accouplement, peut

Tableau 3. Structure de population à l'automne du troupeau de caribous de la rivière George, 1973 à 1984.

Date (référence)	% mâles >2 ans	% femelles >2 ans	% jeunes ≈1,5 an	% faons ≈0,5 an	*N* total
10-23 oct. 73 (Wetmore 1973)	27,4	42,4	5,1	25,1	2 092
4-5 oct. 74 (Luttich 1975)	28,3	41,4	7,8	22,5	1 593
4-19 oct. 75 (Luttich 1975)	26,0	45,2	4,5	24,3	24 060
20-31 oct. 76 (Luttich 1978)	23,1	49,4	2,4	25,1	7 619
12-22 oct. 77 (Luttich 1978)	22,9	47,8	2,0	27,3	2 900
1-8 oct. 78 (Le Henaff 1981)	29,0	32,9	17,6	20,4	27 769
21-24 oct. 79 (Juniper 1980)	28,7	43,5	5,7	22,1	13 938
23-25 oct. 80 (Le Henaff 1980)	23,0	35,2	17,3	24,5	9 079
19-20 oct. 81 (Le Henaff 1981a)	23,4	36,5	14,6	25,5	6 338
19-25 oct. 82 (Goudreault 1982)	23,6	37,1	14,5	24,8	4 050
24-26 oct. 83a (Le Henaff 1983)	27,4	35,1	15,5	22,1	7 034
24-26 oct. 83b (S. Luttich non pub.)	23,3	43,3	10,2	23,2	5 437
22-24 oct. 84 (S. Luttich non pub.)	24,9	47,6	7,9	19,6	5 527
$\bar{X}$ (écart type)	25,5 (2,4)	41,3 (5,5)	9,6 (5,7)	23,6 (2,2)	-----

Tableau 4. Données complémentaires sur la structure de population à l'automne du troupeau de caribous de la rivière George, 1973 à 1984. Les sources d'information sont décrites au tableau 3.

Date	% mâles > 1 an	% femelles > 1 an	Rapport faons: femelles > 1 an	Rapport mâles > 1 an: femelles > 1 an
10-23 oct. 73 #	29,8	45,1	0,56	0,66
4 - 5 oct. 74	29,1	48,4	0,46	0,60
4 -19 oct. 75	27,9	47,8	0,51	0,58
20-31 oct. 76	24,0	50,9	0,49	0,47
12-22 oct. 77	23,8	48,8	0,56	0,49
1 - 8 oct. 78 #	36,9	42,6	0,48	0,87
21-24 oct. 79	31,3	46,6	0,47	0,67
23-25 oct. 80	30,7	44,8	0,55	0,69
19-20 oct. 81	29,9	44,6	0,57	0,67
19-25 oct. 82	29,5	45,8	0,54	0,64
24-26 oct. 83a	35,0	43,0	0,51	0,81
24-26 oct. 83b	29,0	47,8	0,49	0,61
22-24 oct. 84	28,8	51,6	0,38	0,56
$\bar{X}$ (écart type)	29,7 (3,6)	46,7 (2,8)	0,51 (0,053)	0,64 (0,112)

Les auteurs n'ayant pas déterminé le sexe des jeunes (environ 1,5 an), nous avons réparti ces animaux selon le rapport moyen jeunes femelles : jeunes mâles (1,22) tel qu'obtenu au cours des années dont le sexage des jeunes a été effectué.

avoir biaisé à l'occasion les estimations du rapport des sexes (aussi Luttich 1978).

L'information sur la structure de population au printemps se rapporte principalement au segment femelle. Le pourcentage de jeunes (11-12 mois) semble assez variable à cette période de l'année, ayant des extrêmes de 7,6 et 34,6% (Tableau 5). Ceci signale un problème déjà discuté, i.e., celui du biais créé par la ségrégation des jeunes et des femelles gestantes à l'approche des aires de mise bas. Par exemple, il est fort probable que le pourcentage de jeunes sera moindre si l'on restreint les observations au front de migration des femelles adultes ou encore au coeur même des aires de mises bas (Parker 1972; Luttich 1980, 1980a). Pour cette raison, il est difficile, sinon peine perdue, de quantifier le rapport jeunes (11-12 mois): femelles adultes en période printanière. D'ailleurs les observations de Goudreault (1982) suggèrent qu'une partie des jeunes d'un an (des mâles surtout ?) restent associés aux mâles encore loin des aires de mise bas. Selon nous, la structure de population au printemps, telle que quantifiée présentement, n'offre pas une approche fiable pour estimer la mortalité des faons au cours de leur premier hiver.

Dynamique de population

Plusieurs auteurs ont suggéré l'usage de simulation sur ordinateur afin de décrire le comportement démographique d'une population d'ongulés (Walters et Gross 1982; Walters *et al.* 1975; Potvin 1977; McCullough 1979; Crête *et al.* 1981). Cette approche

Tableau 5. Structure de population au printemps du troupeau de caribous de la rivière George, 1974 à 1984. Les mâles et les faons ne sont pas intégrés dans les données.

Date (référence)	% femelles ≥ 2,0 ans	% jeunes = 10-13 mois	Rapport jeunes: femelles ≥2,0 ans	*N* total
31 mai 74 (Folinsbee et al. 1975)	76,8	23,2	0,30	164
1 - 3 juin 74 # (Juniper 1974)	67,4	32,6	0,48	2 147
5 - 7 juin 75 (Luttich 1977)	74,7	25,3	0,34	3 093
3 - 8 juin 76 (Luttich 1977)	78,1	21,9	0,28	5 287
18-26 avr. 77 (Luttich 1980)	70,4	29,6	0,42	5 988
29 avr. - 5 mai 78 (Luttich 1980)	73,5	26,5	0,36	4 984
27-30 mai 1978 (Luttich 1980a)	81,5	18,5	0,23	3 343
31 mai 78 (Le Henaff 1979)	83,8	16,2	0,19	3 009
4 - 5 juin 78 (Le Henaff 1979)	85,6	14,4	0,17	4 137
28 mai 78 # (Le Henaff 1979a)	78,2	21,8	0,28	490
11 juin 78 # (Le Henaff 1979a)	77,8	22,2	0,28	397
26 avr. - 5 mai 79 (Luttich 1979)	76,4	23,6	0,31	1 032
7 juin 79 # (Jean 1979)	65,4	34,6	0,53	684
?? mai 80 (S. Luttich non pub.)@	77,4	22,6	0,29	18 999
13-15 juin 80 (Juniper 1980)	92,4	7,6	0,08	6 200
?? mai 81 (S. Luttich non pub.)@	84,9	15,1	0,18	5 128
8 - 9 juin 82 (Goudreault 1982)	72,6	27,4	0,38	1 552
8 - 10 juin 84 (S. Luttich non pub.)	73,9	26,1	0,35	5 357
$\bar{X}$ (écart type)	77,3 (6,7)	22,7 (6,7)	0,30 (0,11)	-----

Observations effectuées sur les caribous associés au terrain de mise bas du lac Champdoré; les autres données se rapportent aux caribous fréquentant les aires de mise bas de la rivière Ford.

@ D'après Calef (1982).

oblige entre autres l'identification des variables essentielles touchant la dynamique de population, et la mise en relation de ces variables. La simulation représente un outil adéquat pour remettre en question des conclusions qui nous apparaissent intuitivement probables, tout en mettant en évidence les manques de connaissances les plus flagrants.

Québec (1984) a développé un premier modèle démographique du troupeau de la rivière George. Ce modèle a été formulé suivant une matrice de Leslie (Usher 1972) dans laquelle les valeurs de reproduction et de survie sont reproduites au Tableau 6. Les taux de fertilité utilisés sont ceux rapportés par Parker (1981). Pour ce qui est de la mortalité chez les femelles, nous sommes incapables de trouver la source précise des valeurs, ni le cheminement suivi par les auteurs pour passer des taux de mortalité calculés à partir de la table de survie qu'ils ont présentée (Tableau 2), aux taux incorporés dans la matrice de Leslie. Faute de données disponibles, les auteurs ont fixé la mortalité chez les mâles à 1,5 fois celle des femelles, sauf pour les faons et les jeunes pour lesquels la mortalité fut la même pour les deux sexes.

Dans son ensemble le modèle de Québec (1984) produit des données réalistes (Tableau 7) mais néanmoins spéculatives. La critique principale que nous pouvons adresser concerne la structure du modèle. En effet, les auteurs n'ont retenu que 3 classes d'âge soit les faons, les jeunes, et les adultes. Clairement, c'est une technique à éviter car selon cette démarche la structure de population n'est pas tronquée à un âge maximum

Tableau 6. Valeurs des paramètres de reproduction et de survie utilisés lors des simulations qu'on peut retrouver dans le rapport Québec (1984).

Classes d'âge	Taux de survie		Taux de fertilité des femelles
	Mâles	Femelles	
Faons (moins d'un an)	0,60	0,60	0,00
Jeunes (entre 1 et 2 ans)	0,90	0,92	0,45
Adultes (2 ans et plus)	0,85	0,90	0,92

Tableau 7. Structure de population après la parturition selon le modèle développé par Québec (1984) et selon le même modèle mais cette fois modifié de sorte qu'aucun caribou n'excède l'âge de 15 ans.

Variables	Modèle original, Québec 1984	Modèle modifié, âge maximun 15 ans
Taux d'accroissement (r)	0,102	0,092
% faons (nouveau-nés)	26,0	25,9
% jeunes (1 an)	14,0	14,0
% mâles (2 ans +)	26,0	26,5
% femelles (2 ans +)	34,0	33,7
Rapport mâles (2 ans +): femelles (2 ans +)	0,76	0,78
Rapport faons: femelles (2 ans +)	0,76	0,77
Rapport faons: femelles (1 an +)	0,63	0,64

(i.e., environ 15 ans chez le caribou). Par exemple, si l'on part avec 100 femelles à l'âge de 2 ans et qu'on applique un taux de survie de 0,90 par année, tel que stipulé par les auteurs de Québec (1984), nous retrouvons encore 25 survivants à l'âge de 16 ans et 15 à l'âge de 20 ans. Donc, le fait d'avoir une classe adulte sans tenir compte de l'âge véritable des animaux, peut créer un biais qui est difficilement corrigeable mathématiquement. Nous avons modifié le modèle de Québec (1984) afin d'évaluer ce biais. Le fait d'inclure une structure d'âge complète a diminué le taux d'accroissement de la population (r) de 0,102 à 0,092, une baisse d'environ 10%. Les prédictions retrouvées dans Québec (1984) sont d'autant biaisées. Les différents paramètres de la structure de population, quant à eux, n'ont varié que très peu suivant notre modification du modèle.

Présentement les données se rapportant aux taux de mortalité et de reproduction sont sujettes à beaucoup d'incertitude. Afin d'évaluer les effets d'une imprécision dans ces paramètres, nous avons cru bon présenter une étude de "sensibilité" d'un modèle de dynamique de population que nous avons développé. L'exercice consiste simplement à faire varier les paramètres de reproduction et de mortalité le long d'une gamme de valeurs jugées possibles pour le troupeau de la rivière George. La structure du modèle est simple: on applique d'abord la mortalité annuelle chez les individus d'une classe d'âge, ensuite on calcule la reproduction chez les survivants, et finalement on fait passer les survivants à la classe d'âge supérieur. En répétant ces calculs pour l'ensemble des classes d'âge on obtient la production totale de

Tableau 8. Taux de fertilité des femelles tels qu'appliqués dans les 3 scénarios de simulation de population: (A) pessimiste, Dauphiné (1976); (B) intermédiaire; (C) optimiste, Parker (1981).

	Taux de fertilité (No. faon produit / femelle)		
Age (1 juin)	(A)	(B)	(C)
1 an	0,00	0,00	0,00
2 ans	0,05	0,20	0,43
3 ans	0,53	0,75	0,90
4 ans +	0,92	0,92	0,95

faons (classe 0). Nous avons retenu 3 scénarios pour la reproduction (Tableau 8): un scénario que nous considérons optimiste en s'appuyant sur les données de Parker (1981), un scénario intermédiaire, et un scénario pessimiste selon les données de Dauphiné (1976). Pour les taux de mortalité, nous avons accepté comme scénario intermédiaire les taux calculés pour les femelles par Québec (1984). Pour les mâles de 2 ans et plus, nous avons supposé que la mortalité est 2 fois supérieure à celle des femelles. Un facteur de 1,5 tel qu'utilisé par Québec (1984) produit un rapport mâles:femelles trop élevé (0,76) en comparaison au rapport observé lors des reconnaissances aériennes (0,65; Tableau 4). Pour les faons et les jeunes individus nous avons supposé que la mortalité est comparable entre les sexes. Finalement, les scénarios pessimiste et optimiste de mortalité ont été établis en multipliant les valeurs du scénario intermédiaire par 1,2 et 0,8 respectivement (Tableau 9).

Le taux d'accroissement de la population (r) a varié de 0,029 à 0,136 selon les 3 scénarios de reproduction et de mortalité (Tableau 10). L'exercice de simulation indique bien qu'un taux d'accroissement de 0,147 (notre analyse) ou de 0,139 (Audet 1979; Québec 1984), tel que suggéré par les inventaires aériens, est très improbable. Même lorsqu'on suppose une reproduction optimiste et une mortalité que nous jugeons conservatrice, le taux d'accroissement n'excède pas 0,136. A la lumière de ces constatations, nous recommandons comme base de travail un taux d'accroissement de 0,08-0,09 (9-10% par année), après prélèvement par la chasse sportive et de subsistance telle que

Tableau 9. Taux de mortalité des femelles, par classe d'âge, tels qu'appliqués dans les 3 scénarios de simulation de population: (A) pessimiste, valeurs au Tableau 2 X 1,2; (B) intermédiaire, valeurs au Tableau 2; (C) optimiste, valeurs au Tableau 2 X 0,8. Chez les mâles, les valeurs sont celles des femelles pour la classe 0 (faons) et 1 (jeunes), et 2 fois celles des femelles pour les autres classes d'âge.

Age x (an)	Femelles q_x			Mâles q_x		
	(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)
0	0,499	0,416	0,333	0,499	0,416	0,333
1	0,079	0,066	0,053	0,079	0,066	0,053
2	0,086	0,072	0,058	0,173	0,144	0,115
3	0,092	0,077	0,062	0,185	0,154	0,123
4	0,101	0,084	0,067	0,202	0,168	0,134
5	0,109	0,091	0,073	0,218	0,182	0,146
6	0,120	0,100	0,080	0,240	0,200	0,160
7	0,133	0,111	0,089	0,266	0,222	0,178
8	0,112	0,093	0,074	0,223	0,186	0,149
9	0,166	0,138	0,110	0,331	0,276	0,221
10	0,148	0,123	0,098	0,295	0,246	0,197
11	0,157	0,131	0,105	0,314	0,262	0,210
12	0,252	0,210	0,168	0,504	0,420	0,336
13	0,239	0,199	0,159	0,478	0,398	0,318
14	0,300	0,250	0,200	0,600	0,500	0,400
15	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau 10. Valeurs des différents paramètres de la dynamique de population, immédiatement après la parturition, selon les scénarios de reproduction et mortalité proposés aux Tableaux 8 et 9.

TAUX D'ACCROISSEMENT (r)

Mortalité (Pessimiste → Optimiste) \ Reproduction (Pessimiste → Optimiste)	(A)	(B)	(C)
(A)	0,029	0,040	0,056
(B)	0,068	0,080	0,098
(C)	0,104	0,117	0,136

% FAONS (nouveau-nés)

Mortalité \ Reproduction	(A)	(B)	(C)
(A)	26,5	27,5	29,0
(B)	25,3	26,4	27,8
(C)	24,3	25,3	26,8

% JEUNES (1 an)

Mortalité \ Reproduction	(A)	(B)	(C)
(A)	12,9	13,2	13,7
(B)	13,8	14,2	14,7
(C)	14,6	15,0	15,6

% FEMELLES (2 ans +)

Mortalité \ Reproduction	(A)	(B)	(C)
(A)	36,5	35,5	34,0
(B)	35,4	34,4	33,0
(C)	34,5	33,5	32,1

Tableau 10 (suite). Valeurs des paramètres de la dynamique de population, immédiatement après la parturition, selon les différents scénarios de reproduction et mortalité proposés aux Tableaux 8 et 9.

% MÂLES (2 ans +)

Mortalité	Reproduction (A)	(B)	(C)
(A)	24,1	23,8	23,3
(B)	25,4	25,0	24,4
(C)	26,6	26,1	25,4

RAPPORT MÂLES (2 ans +): FEMELLES (2 ans +)

Mortalité	Reproduction (A)	(B)	(C)
(A)	0,66	0,67	0,68
(B)	0,71	0,73	0,74
(C)	0,77	0,78	0,79

RAPPORT FAONS: FEMELLES (2 ans +)

Mortalité	Reproduction (A)	(B)	(C)
(A)	0,73	0,78	0,85
(B)	0,72	0,77	0,84
(C)	0,70	0,76	0,84

RAPPORT FAONS FEMELLES (1 ans +)

Mortalité	Reproduction (A)	(B)	(C)
(A)	0,62	0,65	0,71
(B)	0,60	0,63	0,69
(C)	0,58	0,62	0,67

pratiquée ces dernières années (section suivante). Notons ici que la mortalité due à la chasse est incorporée dans l'analyse. Nous croyons qu'un taux d'accroissement de l'ordre de 0,14-0,15 tel qu'indiqué par les estimations de population est surestimé dû à une exactitude constamment améliorée des techniques d'inventaires.

Le peu de variabilité des différents paramètres de la dynamique de population (Tableau 10) constitue un deuxième point d'intérêt de l'exercice de simulation. En effet, des paramètres tels que le pourcentage de faons, le pourcentage de jeunes, et le pourcentage de femelles adultes, ne varient guère même si la population, dans son ensemble, s'accroît rapidement (environ 14% / an) ou légèrement (environ 3% / an). Donc, il ne faut pas compter sur les changements de la structure de population pour présager l'évolution démographique d'un troupeau. D'autant plus que la variance relativement élevée des prises de données pour les différents paramètres de la structure de population (voir écart-type, Tableaux 3, 4, 5) peut masquer les changements induits par la variation du taux d'accroissement. Ici, nous ne nions pas l'intérêt d'obtenir le rapport de deux segments de la population (ex., rapport faons:femelles), à deux périodes de l'année, afin d'estimer la survie du segment numérateur.

L'importance relative du taux de fertilité et du taux de mortalité attire également l'attention. Les simulations montrent que la variation du taux de mortalité a un effet prépondérant sur le taux d'accroissement en comparaison à la variation du taux de fertilité (Tableau 10). Notre remarque rejoint celle de Leader-Williams (1980) pour le caribou et celle de Caughley (1970) pour

d'autres espèces d'ongulés, remarque qui veut que le taux d'accroissement soit relié plus directement à la survie des animaux (surtout les faons) qu'à la reproduction. Ceci semble particulièrement vrai chez le caribou en raison de son mode de reproduction. Chez cette espèce, les femelles ne portent qu'un seul jeune, n'offrant ainsi que peu de flexibilité dans l'effort annuel de reproduction (i.e., tout ou rien). En terme évolutif on s'attend à ce que les femelles adultes essaient à tout prix de mettre au monde un faon par année, les mécanismes de régulation jouant après coup sur la survie des nouveaux-nés. Nous devons préciser, toutefois, que l'effort de reproduction des femelles d'un an et de deux ans peut être influencé par l'état de nutrition des animaux. Nos remarques impliquent cependant que, dans la recherche des mécanismes régissant le taux d'accroissement du troupeau de la rivière George, un intérêt particulier devrait être porté à l'importance des différentes causes de mortalité.

Comme dernier exercice de simulation, nous présentons la variation des paramètres de la dynamique de population au cours d'une année. Pour ce faire, nous avons retenu le scénario B pour les valeurs de reproduction et de mortalité (Tableaux 8 et 9). De plus, nous avons dû préciser la chronologie de la mortalité au cours d'une année. Suivant une consultation de la littérature (Parker 1972; Bergerud 1980, 1983), nous avons supposé que la mortalité chez les faons était plus accentuée en été (2 fois supérieure) qu'en hiver. D'ailleurs les données préliminaires suggèrent un taux de mortalité chez les faons de 25-30% en été et 10-15% en hiver (pp. 10 et 14). Chez les adultes, nous avons

supposé que la mortalité était plus forte en hiver (2 fois supérieure) qu'en été. La mortalité annuelle par classe d'âge se conformait toutefois aux valeurs spécifiées par le scénario B. Nous reconnaissons que ces suppositions sont spéculatives (dû au manque de données), néanmoins, nous pensons qu'elles ne s'éloignent pas de la réalité d'une façon démesurée.

Par le jeu de la mortalité différentielle des différents segments de la population, tous les paramètres de la dynamique de population (sauf le pourcentage de mâles adultes) démontrent des changements saisonniers notables (Tableau 11). Par exemple, le pourcentage de faons passe de 26,4% en juin (suivant la parturition) à 20,1% en mai. Par l'ajout de la nouvelle cohorte, ces mêmes animaux, maintenant âgés de 12 mois, ne comptent que pour 14,2% de la population totale. Le pourcentage de jeunes (1-2 ans) augmente graduellement de juin au mois de mai de l'année suivante (14,2 à 16,6%), malgré la mort de certains de ces animaux, par le jeu d'une mortalité plus prononcée chez les faons et les mâles adultes. Le pourcentage de femelles adultes augmente également de juin au mois de mai suivant pour les mêmes raisons. A titre d'intérêt périphérique, on notera que le pourcentage de femelles adultes passe de 36,9% en novembre à 38,6% au 1er jour de juin avant la parturition. Il en résulte que, selon la méthode de calcul employée au Québec (Goudreault 1984), la population au printemps a tendance à être sur-estimée d'environ 4-5% puisqu'on suppose un pourcentage constant de femelles adultes entre les mois de novembre et de juin. Le présent exercice de simulation montre d'une façon convaincante

Tableau 11. Variation des paramètres de la dynamique de population au cours d'une année en assumant le scénario B pour les valeurs de reproduction et de mortalité (voir Tableau 8 et 9), i.e., une population s'accroissant à un taux moyen de 8,6% par année. Les faons sont sujets à une mortalité 2 fois plus forte en été (juin à novembre) qu'en hiver (décembre à mai), tandis que l'inverse est vrai pour les jeunes et les adultes.

Mois (1^e jour)	% faons (0-1 an)	% jeunes (1-2 ans)	% femelles (2 ans +)	% mâles (2 ans +)
Juin	26,4	14,2	34,4	25,0
Juil.	25,5	14,5	34,9	25,1
Août	24,6	14,7	35,5	25,2
Sept.	23,8	15,0	35,9	25,3
Oct.	23,0	15,3	36,4	25,3
Nov.	22,2	15,5	36,9	25,4
Déc.	21,4	15,8	37,3	25,5
Jan.	21,2	15,9	37,6	25,3
Fév.	20,9	16,1	37,8	25,2
Mars	20,6	16,3	38,0	25,1
Avr.	20,4	16,4	38,2	25,0
Mai	20,1	16,6	38,4	24,9
Reproduction				
Juin	26,4	14,2	34,4	25,0

Tableau 11 (suite). Variation des paramètres de la dynamique de population au cours d'une année en assumant le scénario B pour les valeurs de reproduction et de mortalité (voir Tableau 8 et 9), i.e., une population s'accroissant à un taux moyen de 8,6% par année. Les faons sont sujets à une mortalité 2 fois plus forte en été (juin à novembre) qu'en hiver (décembre à mai), tandis que l'inverse est vrai pour les jeunes et les adultes.

Mois (1^{e} jour)	Rapport mâles (2 ans +): femelles (2 ans +)	Rapport faons: femelles (2 ans +)	Rapport faons: femelles (1 an +)
Juin	0,726	0,766	0,635
Juil.	0,719	0,730	0,605
Août	0,711	0,696	0,576
Sept.	0,703	0,663	0,548
Oct.	0,696	0,632	0,522
Nov.	0,689	0,602	0,497
Déc.	0,682	0,574	0,474
Jan.	0,675	0,563	0,465
Fév.	0,668	0,553	0,456
Mars	0,661	0,543	0,447
Avr.	0,654	0,533	0,439
Mai	0,647	0,523	0,431
Reproduction			
Juin	0,726	0,766	0,635

quelques subtilités et pièges, souvent insoupçonnés, de l'usage des pourcentages.

La faiblesse des pourcentages réside dans le fait que ceux-ci représentent uniquement l'importance relative d'une classe d'animaux en relation avec l'ensemble de la population. Les rapports se rapportant à deux segments de la population sont pour leur part plus informatifs puisqu'ils sont affectés que par les variations touchant ces deux segments. Selon notre simulation, le rapport faon:femelle (1 an +) passe de 0,64 en juin, à 0,52 en octobre, concordant ainsi avec la valeur moyenne de 0,51 obtenue lors des reconnaissances d'automne (Tableau 4). Le rapport mâles:femelles varie de 0,726 à 0,646 au cours de l'année (Tableau 11). Ce dernier rapport est légèrement supérieur à la valeur moyenne observée (0,65; Tableau 4). Il est possible que les taux de mortalité chez les mâles soient en réalité supérieurs à ceux que nous avons supposés dans la simulation.

L'exploitation par l'homme

L'exploitation exercée par l'homme sur le troupeau de la rivière George fut décrite en détails par les auteurs de Québec (1984). Nous ne croyons pas utile de refaire cette analyse puisque nous ne disposons d'aucune donnée additionnelle. Plutôt, nous nous limiterons à la présentation d'un sommaire des données traitées.

Les caribous de la rivière George sont chassés au cours de leurs déplacements annuels par plusieurs groupes d'utilisateurs: les résidents du Labrador, les autochtones du Québec et les

chasseurs sportifs détenteurs d'un permis québécois. De 1973 à 1982, période pour laquelle des données sont disponibles, les résidents du Labrador ont abattu annuellement entre 1179 et 3670 caribous en provenance du troupeau de la rivière George (moyenne = 2362 bêtes / an). Au cours de cette période, la récolte était à la hausse, particulièrement à partir de 1978 et jusqu'en 1982, en raison surtout de l'assouplissement des règlements de chasse en vigueur. Les auteurs de Québec (1984) prévoient que la récolte sur le troupeau par les résidents du Labrador passera de quelque 4200 bêtes en 1984 à 5500 en 1988.

Au Québec, la récolte des autochtones se partageait jusqu'à tout récemment entre les Inuit, les Naskapis, et les Montagnais. Selon les sources d'information disponibles, la récolte Inuit comptait pour la majorité des bêtes abattues, soit environ 3000 caribous annuellement. La récolte des Naskapis se situerait autour de 400 caribous, tandis qu'on estime également à 400 la récolte des Montagnais (Québec 1984). Au total, 3500-4000 caribous étaient exploités annuellement par les autochtones du Québec, et ce vers la fin des années 1970. Les auteurs de Québec (1984) pensent que la récolte autochtone augmente à un taux moyen de 2,5% l'an en s'appuyant sur la croissance démographique des communautés Inuit.

Il convient ici de souligner que beaucoup d'incertitude ponctue les données récentes sur l'exploitation du troupeau par les autochtones. Toutes les communautés autochtones du Québec sont conscientes que la ressource caribou est maintenant abondante, sinon trop abondante, et cet état de chose pourrait encourager

une chasse plus intensive au cours des prochaines années. De plus, le troupeau couvre annuellement et depuis quelques années un territoire beaucoup plus vaste (environ 440 000 km^2) que celui parcouru durant les années 1970 (160 000 à 195 000 km^2; Messier et Huot 1985). Le troupeau se voit donc exploité par de nouvelles communautés autochtones, entre autres par les Cris. La récolte prélevée par ces nouveaux groupes d'utilisateurs est pour le moment inconnue.

Les chasseurs sportifs chassent légalement le caribou au Québec depuis 1964. Le développement de cette activité s'est accentué au fil des ans, de sorte qu'en 1983 environ 4000 caribous ont été abattus à la chasse sportive (Québec 1984). Le nombre de chasseurs sportifs a cependant fléchi d'une façon tangible de 1981 à 1983 (dernière année avec données) passant de 5172 à 3417. Plusieurs explications sont possibles dont les coûts élevés de cette chasse, les mauvaises conditions économiques qu'a connues le Québec durant cette période et, finalement, une baisse de l'engouement des sportifs vis-à-vis ce genre de chasse. Les auteurs de Québec (1984) mettent sous réserve une augmentation de la récolte sportive dans un futur immédiat.

En résumé, le troupeau de la rivière George fut sujet en 1984 à une exploitation par l'homme estimée à quelques 12 570 caribous (Québec 1984). Considérant que pour cette même année les effectifs du troupeau furent évalués à 590 000 bêtes (Goudreault *et al.* 1985), l'exploitation représenterait une prise de l'ordre de 2-3% par année. Malgré cette prise, les "surplus" annuels sont suffisamment élevés pour assurer une croissance du troupeau

voisinant probablement 8-10% par année (section précédente). Il va sans dire que l'exploitation actuelle devrait être majorée fortement si l'on désire, dans une perspective de gestion, une stabilisation de la population.

Facteurs limitants et facteurs de régulation

En dynamique de population, on définit généralement "facteurs limitants" comme étant les facteurs capables de diminuer ou d'augmenter le taux d'accroissement d'une population. Le terme "facteur de régulation" est réservé à ces facteurs limitants qui démontrent un effet dépressif sur le taux d'accroissement, mais un effet qui s'accentue avec une augmentation de la densité de la population (Messier et Crête 1985). Le plafonnement d'une population résulte exclusivement de l'action combinée des facteurs de régulation, ce qui leur confère un intérêt particulier pour le gestionnaire. Il faut remarquer que les facteurs limitants non-régulateurs et les facteurs de régulation ont un effet synergique sur le taux d'accroissement.

Nous pouvons identifier trois types de processus biologiques pouvant mener à la régulation d'une population de caribous. Tout d'abord, la compétition intraspécifique envers les ressources alimentaires est généralement acceptée comme étant le mécanisme de régulation prépondérant dans les milieux où les prédateurs naturels sont absents (Leader-Williams 1980; Reimers *et al.* 1980, 1983; Klein 1982; Skogland 1983). Au fur et à mesure que la densité augmente, les individus se disputent les ressources alimentaires les plus riches et (ou) les moins coûteuses à

exploiter. Ce faisant, la croissance corporelle et les réserves corporelles sont négativement affectées, menant vraisemblablement à une diminution du taux de reproduction et de survie. Les relations entre la compétition intraspécifique pour la nourriture d'une part, et la dynamique de population du troupeau de la rivière George d'autre part, demeurent pour le moment inconnues. Selon nous, l'élaboration de recherches dans ce domaine est assurément prioritaire si l'on pense aux effets possibles d'une population aussi élevée de caribous sur les milieux du Nord québécois qui sont, il faut bien le dire, écologiquement sensibles.

Comme deuxième mécanisme, nous reviserons l'hypothèse touchant la régulation de population par les prédateurs naturels telle que supportée récemment par Bergerud (1980, 1983). Cet auteur soutient que plusieurs troupeaux de caribous se stabilisent à des densités faibles (0,4-0,8/km^2), en deçà de la capacité de support des habitats, présumément à cause de l'action régulatrice de la prédation. A un niveau supérieur à 1 caribou/km^2, Bergerud suggère que les loups, par exemple, ont la capacité de prélever plus que l'excédent de production annuelle de caribou, provoquant de ce fait un plafonnement de la population chez ce dernier. Toujours selon Bergerud (1980), la compétition pour la nourriture ne se ferait sentir qu'à des densités beaucoup plus élevées, soit de l'ordre de 5 caribous/km^2 ou plus. Cette thèse est tout à fait logique, mais les données permettant de la vérifier ne sont pas encore disponibles. Malgré que les études de Kuyt (1972), Parker (1973) et Stephenson et James (1982) nous procurent bien

sûr des données utiles, l'impact de la prédation du loup sur les grands troupeaux migrateurs de caribous reste à toutes fins pratiques inconnu. Cet état de chose est particulièrement vrai concernant le troupeau de la rivière George. Notons simplement que la densité moyenne annuelle du troupeau (environ 1,5 caribou/km^2) se situe au-delà du seuil critique de 1 caribou/km^2 tel que proposé par Bergerud, sans pour autant présenter de fléchissement dans son taux d'accroissement.

Comme troisième mécanisme, nous discuterons d'un mécanisme de régulation relié au comportement migrateur du caribou. Il est bien connu que l'aire utilisée par un troupeau tend à s'accroître avec l'augmentation du nombre de caribous formant ce troupeau. Dans un tel contexte, il est possible que la densité n'augmente pas en concordance avec la montée des effectifs, donc, que la compétition pour la nourriture (i.e., juxtaposée simplement à la densité) ne s'accentue pas pour autant. Le mécanisme de régulation discuté ici émane des dépenses énergétiques supplémentaires requises pour de plus grands déplacements, et par la possibilité que les nouveaux habitats fréquentés soient d'une qualité moindre. On doit s'interroger sur les causes de ces extensions d'aires. Par exemple, est-ce que les caribous réagissent tôt à une détérioration des sources de nourriture par la recherche d'habitats jusqu'alors inexploités? Ou encore, est-ce que cette tendance expansionniste à l'égard du domaine parcouru annuellement est le résultat du comportement social de l'espèce, reposant donc sur un mécanisme interne à la population. Les données recueillies jusqu'à maintenant sur le troupeau de la rivière George ne nous

permettent pas de proposer des éléments de réponses à ces questions.

Plusieurs facteurs, additionnels à ceux déjà mentionnés, peuvent limiter dans une certaine mesure le troupeau de la rivière George. L'exploitation par l'homme se situe évidemment parmi ces facteurs. Les prises annuelles par la chasse (section précédente) représentent environ 2-3% de la population. Conséquemment, ces prises n'influencent que très peu la dynamique du troupeau. La chasse pourrait être libéralisée considérablement avant d'induire un plafonnement de la population ou de provoquer une baisse des effectifs. Certains gestionnaires (Québec 1984) voient là une opportunité de mettre en valeur une ressource considérée jusqu'à maintenant sous-exploitée.

Le rôle du climat sur la dynamique du troupeau de la rivière George nous échappe également. En effet, aucune étude n'a permis de mettre en relation différents paramètres du climat (verglas en hiver, épaisseur de neige, vents froids durant la période de parturition) avec le taux de reproduction et de survie des caribous. Chez d'autres populations, Bergerud (1980) rapporte que ces paramètres peuvent avoir un effet dépressif sur la reproduction et la survie. On pense toutefois que ces paramètres du climat agissent surtout d'une façon indépendante de la densité. De plus, comme nous n'avons aucun contrôle sur ces facteurs, nous devons nous résigner à être passifs face à la situation et les considérer simplement comme un "bruit de fond".

L'influence des feux de forêt et de toundra sur le caribou fait l'objet de divergences d'opinions parmi les biologistes.

Certains auteurs (voir les revues de Kelsall 1968 et Keline 1982) insistent sur les effets négatifs des feux sur le caribou. D'autres (Walters *et al.* 1975; Miller 1976, 1980; Bergerud 1980) suggèrent que les feux ne sont pas néfastes pour le caribou, et que dans certaines conditions les feux peuvent même améliorer la qualité des habitats. Les arguments de ces derniers auteurs reposent sur le fait que les feux ne touchent généralement qu'une faible partie du territoire chaque année (1-2% de l'aire totale) et que ces feux sont importants pour garder l'hétérogénéité des habitats. Il n'y a pas d'évidences solides que les feux diminuent d'une façon tangible les ressources alimentaires accessibles au caribou. Nous gardons certaines réserves sur l'effet néfaste des feux car l'impact des périodes de grands feux sur l'habitat du caribou n'a pas fait l'objet d'une étude détaillée au Québec. Nous entendons comme périodes de grands feux les années au cours desquelles la fréquence et la superficie des feux sont beaucoup plus élevées suivant des conditions particulières de climat ou suivant l'accumulation prolongée des matières combustibles (S. Payette, comm. pers.). Nous considérons donc que des pertes substantielles d'habitat dues à l'action des feux restent chose possible. Il faut garder à l'esprit toutefois que, même si les feux peuvent influencer la capacité de support des habitats, ce processus naturel ne constitue pas un mécanisme de régulation. Plutôt, il est préférable de considérer les feux comme venant modifier l'assise sur laquelle la compétition pour les ressources de nourriture prend place.

DISCUSSION

Deux approches de gestion peuvent être préconisées afin de suivre la dynamique d'un troupeau de caribous. Une première approche, dite passive, requiert deux éléments de base: des estimations de populations fiables, et un suivi de l'importance des prises par l'homme. Théoriquement ces connaissances suffisent pour suivre les changements propres aux effectifs, au taux d'accroissement, et au taux de récolte. Donc, les intérêts principaux à court terme du gestionnaire peuvent être comblés. Un tel mode de gestion demeure passif dans ce sens que les décisions sont dictées par les informations du passé qui ne permettent pas au gestionnaire de prédire le comportement démographique de la population pour les années à venir. Dans ce contexte, le gestionnaire est "victime" des événements survenant au fil des ans.

Une deuxième approche, cette fois plus adaptative ("adaptive management"; Walters et Hilborn 1978; MacNab 1983) prévoit qu'une partie de la prise de données porte sur les processus biologiques régissant l'évolution démographique d'une population. Ici, le gestionnaire est actif. Son but vise dans un premier temps à "manipuler" la population, ce qui peut être simplement laisser les événements suivre leurs cours normaux. Ce faisant, il accumule des connaissances à différents niveaux de population sur les mécanismes biologiques les plus importants. Progressivement, le gestionnaire pourra utiliser ces connaissances pour

prescrire des mesures éclairées pouvant assurer la mise en valeur de la ressource selon les politiques de gestion en vigueur. Préconisant cette deuxième approche, nous élaborerons dans cette fin de rapport sur les prises de données jugées prioritaires à moyen terme, tout en se référant aux éléments de synthèse que nous venons de présenter.

Les estimations de population à intervalles réguliers (ex., biannuelles) constituent assurément la source de données la plus essentielle. Le Québec dispose maintenant d'une technique d'estimation de population basée sur la photographie verticale des aires de mise bas. Cette technique de pointe assure des dénombrements plus précis et plus exacts. Néanmoins, le calcul de la population totale nécessite l'usage de deux rapports et d'un facteur de correction. Les deux rapports sont premièrement le pourcentage de femelles adultes parmi les animaux fréquentant les aires de mise bas, et deuxièmement le pourcentage de femelles adultes dans la population totale à l'automne. Jusqu'à maintenant les auteurs ont supposé que ces rapports sont sans erreur. Afin d'être plus rigoureux, il conviendrait de vérifier la variance de ces rapports par voie d'une "estimation quotien" (Cochran 1977: 64-68, 153-157). Le facteur de correction touche le pourcentage des femelles adultes en dehors des aires de mise bas inventoriées. Ce facteur de correction fait présentement l'objet d'une évaluation à l'aide d'animaux porteurs de colliers émetteurs (Goudreault comm. pers.).

La récolte de caribous par les chasseurs sportifs du Québec paraît assez bien connue grâce au service d'enregistrement de

gros gibier en place depuis le début de cette activité. En contrepartie, les prises reliées à la chasse de subsistance sont sujettes à beaucoup plus d'incertitude. Il serait souhaitable de consacrer un effort additionnel afin de quantifier la récolte actuelle des différentes communautés autochtones du Nouveau-Québec. Ceci nous apparaît important considérant que des utilisateurs nouveaux interviennent maintenant depuis quelques années suite à l'augmentation des effectifs du troupeau et à l'extension de son aire de répartition.

Les recherches sur la reproduction et la survie des caribous importent beaucoup pour comprendre la dynamique d'une population. Une prise de données hivernales à court terme devrait être instaurée afin d'estimer d'une façon non biaisée le taux de fertilité des femelles. Ceci étant connu, les recherches dans ce domaine pourraient être assouplies puisque cette variable biologique ne semble pas varier d'une façon importante ou brusque chez le caribou.

Les exercices de simulation (cette étude; Walters *et al.* 1975) montrent l'effet prépondérant du taux de survie sur le taux d'accroissement d'une population de caribous. La survie des faons représente sans contredit l'élément clé, et conséquemment on devrait y accorder un intérêt privilégié. Les données de Ferguson *et al.* (1985) à ce sujet nous informent dans une certaine mesure, mais la taille d'échantillon n'assure pas un intervalle de confiance acceptable du taux de survie des faons. De plus ces travaux ont été réalisés durant la période hivernale seulement. Des études plus étoffées, adoptant les techniques

utilisées par Goudreault et Luttich (1984) et Ferguson *et al.* (1985), sont nécessaires afin d'évaluer la survie des faons à partir de la naissance.

L'évaluation du taux de survie chez les jeunes et les adultes apparaît comme une tâche plus difficile. Le moyen le plus effectif semble être le suivi, sur quelques années, d'animaux porteurs de colliers émetteurs (Martelle et Russell 1983). De plus, un tel effort de suivi nous renseignerait sur d'autres volets tels que les patrons de migration, la dispersion spatiale du troupeau, et les habitats traditionnellement fréquentés par les caribous.

Les efforts de recherche se rapportant à la structure de population ne sont pas toujours informateurs. Les exercices de simulation indiquent que la plupart des paramètres de la structure de population ne varient pas suffisamment avec le taux d'accroissement pour mettre ces travaux en priorité. De plus, des problèmes de biais existent dans certaines situations comme ceux rencontrés en période printanière. Pour le moment, nous voyons l'intérêt de connaître la structure de population dans deux circonstances. La première se réfère aux données de structure de population nécessaires dans l'interprétation des résultats d'inventaires (Goudreault 1984). La deuxième concerne la structure de population à l'automne alors qu'il est possible d'estimer de façon fiable le pourcentage de faons et le pourcentage de femelles (1 an et plus). Le rapport faons:femelles à l'automne nous apparaît comme l'indice le plus adéquat pour suivre la production de faons une fois la mortalité estivale passée.

Dans l'état actuel des choses, la gestion du troupeau de la rivière George pose un défi de taille pour les différents intervenants. Les connaissances acquises jusqu'à maintenant ne permettent pas de prédire l'allure démographique que prendra le troupeau au cours des années à venir. La littérature scientifique ne renferme aucun exemple bien documenté d'un troupeau ayant atteint un niveau aussi élevé de population, et pour qui l'histoire nous guiderait dans notre démarche de gestion. On sait qu'en milieux insulaires les populations de caribous peuvent subir des déclins catastrophiques (Klein 1968; Bergerud 1980), mais aucun cas semblable n'a été rapporté concernant les troupeaux fréquentant les milieux continentaux. Pour le moment nous préconisons une politique de gestion qui permettrait une croissance du troupeau n'excédant pas 3-5% par année. Un taux réduit d'accroissement diminuerait le risque d'un déséquilibre profond entre les besoins alimentaires de la population et la production des habitats, et favoriserait en conséquence un maintien à long terme d'un niveau élevé de population. Pour ce faire, on devrait favoriser une récolte plus intensive de subsistance et (ou) mettre sur pied un mode flexible d'exploitation commerciale (Québec 1984).

Finalement, nous ne saurions trop insister sur les besoins de recherche touchant les mécanismes de régulation. Sans de telles connaissances on ne pourra saisir la dynamique démographique du troupeau, de sorte que la gestion de celui-ci ne pourra se faire d'une façon optimale. Il est fort probable que les mesures de gestion dans un futur immédiat (ex., mise sur pied

d'une chasse plus intensive) nécessiteront une compréhension plus profonde des processus biologiques affectant la reproduction et la survie des caribous. Une étude des mécanismes de régulation doit être couplée à des estimations de population fiables afin de corréler l'importance des différents facteurs limitant avec le taux d'accroissement du troupeau.

REFERENCES

Audet, R. 1979. Histoire du caribou du Québec-Labrador et évolution des populations. Rech. Amérindinennes 9: 17-27

Banfield, A.W.F. et J.S. Tener. 1958. A preliminary study of the Ungava caribou. J. Mamm. 39: 560-573

Berger, M. et S. Luttich. 1983. Population census on the winter range of the George River caribou herd. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project No. 4007, 13 p.

Bergerud, A.T. 1967. Management of Labrador caribou. J. Wildl. Manage. 31: 621-642

_____. 1980. A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. In: Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., p. 556-581

_____. 1983. The natural population control of caribou. In: Proc. No. 14, Wildl. Soc. N.W. Sect., p. 14-61

_____, M.J. Nolan, K. Curnew et W.E. Mercer. 1983. Growth of the Avalon Peninsula, Newfoundland caribou herd. J. Wildl. Manage. 47: 989-998

Calef, G.W. 1982. Report on the George River caribou herd. Labrador Inuit Association, Rapport contractuel, 35 p.

Caughley, G. 1970. Eruption of ungulate populations with emphasis on Himalayan thar in New Zealand. Ecology 51: 53-72

_____. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley and Sons, New York

Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques (third edition). John Wiley and Sons, New York

Crête, M., R.J. Taylor et P.A. Jordan. 1981. Optimization of moose harvest in southwestern Québec. J. Wildl. Manage. 45: 598-611

Dauphiné, T.C. 1976. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part 4. Growth, reproduction and energy reserves. Can. Wildl. Serv., Rep. Ser. No. 38, 71 p.

Desmeules, P. et J.M. Brassard. 1963. Inventaire préliminaire du caribou *Rangifer tarandus caribou* d'un secteur de la Côte-Nord et du secteur centre de l'Ungava. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, Rapp. No 3, p. 187-218

Ferguson, S.H., S. Luttich et F. Goudreault. 1985. Recruitment and overwinter calf survival for the George River caribou herd, 1982-1983 and 1983-1984. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4009 (en préparation)

Folinsbee, J.P., W.E. Mercer et M. Strapp. 1975. An aerial survey of the Hebron-Okak caribou northern Labrador - northeastern Québec calving area; may 1974. Nfld.-Labr. Wildlife Division, 18 p.

Goudreault, F. 1982. Dénombrement des caribous sur l'aire de mise bas du troupeau du fleuve George en juin 1982. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég. Nouveau-Québec, 18 p.

_____. 1984. Review of caribou census techniques used in northern Québec. In: Proc. 2nd North Amer. Caribou Workshop, Montréal, sous presse

_____, D. Le Henaff, M. Crête et S. Luttich. 1985. Dénombrement des caribous sur l'aire de mise bas du troupeau de la rivière George par photographies aériennes verticales en juin 1984. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég. Nouveau-Québec (en préparation)

_____ et S. Luttich. 1983. Le suivi télémétrique des faons du troupeau de caribou du fleuve George: un constat d'échec après quatre mois. Etude conjointe Québec/Terre-Neuve - Labrador sur le caribou, 20 p.

_____. 1984. The impact of simultaneous handling of adult caribou cows (*Rangifer tarandus caribou*) and their calves on the post-release mother-infant bond. In: Proc. 2nd North Amer. Caribou Workshop, Montréal, sous presse

Haber, G. et C.J. Walters. 1980. Dynamics of the Alaska-Yukon caribou herds and management implications. In: Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., p. 645-663

Huot, J. 1983. Revue des méthodes d'évaluation de la condition physique et de l'état nutritif des ongulés sauvages. Québec (M.L.C.P.), Dir. faune terrestre, Rapport contractuel, 73 p.

Jean, M. 1979. Recensement du caribou sur le terrain de vêlage du lac Champdoré (nord-est de Schefferville), juin 1979, et comparaison avec le recensement de 1974. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No 54, 13 p.

Juniper, I. 1974. Recensement et étude sur le terrain de vêlage du caribou, Nord-Est de Schefferville, mai-juin 1974. Québec (M.T.C.P.), Serv. rech. biol., 22 p.

_____. 1977. Recensement et étude sur le terrain de vêlage du caribou de la rivière Ford, juin 1976. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No 14, 27 p.

_____. 1980. Estimé du niveau de population du troupeau de caribou du fleuve George - 1980. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, Document de travail, 7 p.

_____. 1982. The George River caribou herd, a preliminary investigation. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, 30 p.

Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Can. Wildl. Serv., Monogr. No. 3, Ottawa

Klein, D.R. 1968. The introduction, increase and crash of reindeer on St-Mattew Island. J. Wildl. Manage. 32: 350-367

_____. 1982. Fire, lichens, and caribou. J. Range Manage. 35: 390-395

Kuyt, E. 1972. Food habits and ecology of wolves on barren-ground caribou range in Northwest Territories. Can. Wildl. Serv., Rep. Ser. No. 21, 36 p.

Leader-Williams, N. 1980. Population dynamics and mortality on reindeer introduced into south Georgia. J. Wildl. Manage. 44: 640-657

Le Henaff, D. 1976. Synthèse des observations effectuées au cours des mois de mai, juin et juillet 1975, sur le troupeau de caribous associé au terrain de vêlage du lac Champdoré. Québec (M.L.C.P.), Serv. rech. biol., 19 p.

_____. 1979. Observations sur le terrain de vêlage du caribou de la rivière Ford (Ungava), mai-juin 1978. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No 35, 33 p.

_____. 1979a. Observations sur le terrain de vêlage du caribou du lac Champdoré (nord-est de Schefferville), mai-juin 1978. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, RRF No 45, 18 p.

_____. 1980. Caribous du George et de la rivière aux Feuilles, distribution et structure de population, 19-30 octobre 1980. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 13 p.

Le Henaff, D. 1981a. Caribous du George, structure de population, 15-26 octobre 1981. Québec (M.L.C.P.), Dir. rech. faunique, Compte rendu technique, 5 p.

_____. 1983. Troupeau de caribous du George, suivi de population, structure de population, octobre 1983. Québec (M.L.C.P.), Dir. faune terrestre, Compte rendu technique, 5 p.

Luttich, S. 1975. Classification, distribution and movement of the George River caribou herd in northern Labrador and northeastern Québec. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 75C-21, 35 p.

_____. 1976. Aerial wintering ground survey of George River caribou concentrations in northern Labrador, February 1975. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 76C-10a, 44 p.

_____. 1977. Census and composition of the George River caribou herd on the Hebron calving range, 5-9 June 1975 and 3-8 June 1976. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 76C-10a, 44 p.

_____. 1978. Classification, distribution, and movement of the George River caribou herd on the rutting range, October 1976 and 1977. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4002, 39 p.

_____. 1979. Pre-calving range George River caribou herd, composition and recruitment, 26 April - 5 May 1979. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No 4003, 35 p.

_____. 1980. Pre-calving range George River caribou herd, composition and recruitment, 1977 and 1978. Nfld.-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4004, 42 p.

_____. 1980a. Antler condition as an indicator of pregnancy among George River female caribou, 26-30 May 1978. Nfld-Labr. Wildlife Division, Project Rep. No. 4005, 26 p.

MacNab, J. 1983. Wildlife management as scientific experimentation. Wildl. Soc. Bull. 11: 397-401

Martell, A.M. et D.E. Russell. 1983. Mortality rate of the Porcupine caribou herd. Acta Zool. Fennica 175: 139-140

McCullough, D.R. 1979. The George Reserve deer herd. Univ. Michigan Press, Ann Arbor, Michigan

Meredith, T.C. 1983. Institutional arrangements for the management and exploitation of the George River caribou herd: remote or local control? Inuit Studies 7: 95-112

Messier, F. et M. Crête. 1985. Moose-wolf dynamics and the natural regulation of moose populations. Oecologia (Berlin) 65: 503-512

_____ et J. Huot. 1985. Synthèse des connaissances sur le troupeau de caribous de la rivière George: évolution démographique, patrons de migration, habitat, et condition physique des animaux. Québec (M.L.C.P.), Dir. faune terrestre, Rapport contractuel, 40 p.

Miller, D.R. 1976. Ecology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part 3, Taiga winter range relationship and diet. Can. Wildl. Serv., Rep. Ser. No. 36, 42 p.

_____. 1980. Wildfire effects on barren-ground caribou wintering on the taiga of northcentral Canada: a reassessment. In: Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., p. 84-98

Parker, G.R. 1972. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part 1. Total numbers, mortality, recuitment, and seasonal distribution. Can. Wild. Serv., Rep. Ser. No. 20, 95 p.

_____. 1973. Distribution and densities of wolves within barren-ground caribou range in northern mainland Canada. J. Mamm. 54: 341-348

_____. 1981. Physical and reproductive characteristic of an expending woodland caribou population (*Rangifer tarandus caribou*) in northern Labrador. Can. J. Zool. 59: 1929-1940

Pichette, C. et P. Beauchemin. 1973. Inventaire aérien du caribou - février 1973. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, 12 p.

Potvin, F. 1977. Analyse globale du déclin du cerf au Québec. In: Problématique de la chasse du cerf au Québec. Québec (M.L.C.P.), Dir. gén. faune, Rapport spécial No 8, p. 1-72

Québec. 1984. Commercialisation de la viande de caribou du Nouveau-Québec. Etude de faisabilité. Québec (M.L.C.P.), Dir. rég. Nouveau-Québec, 207 p.

Reimers, E., L. Villmo, E. Gaare, V. Holthe et T. Skogland. 1980. Status of *Rangifer* in Norway including Svalbard. In: Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., p. 774-785

_____, D.R. Klein et R. Sorumgard. 1983. Calving time, growth rate, and body size of Norwegian reindeer on different ranges. Arctic and Alpine Res. 15: 107-118

Skogland, R. 1983. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. Oecologia (Berlin) 60: 156-168

Stephenson, R.O. et D. James. 1982. Wolf movements and food habits in northwest Alaska. In: F.H. Harrington et P.C. Paquet (eds.) Wolves of the world: perspective of behavior, ecology and conservation. Noyes, Park Ridge (New Jersey), p. 26-42

Usher, M.B. 1972. Developments in the Leslis matrix model. In: J.N.R. Jeffers (ed.) Mathematical models in ecology. Blackwells Publ., Oxford, p. 29-60

Walters, C.J. et J.E. Gross. 1972. Development of big game management plans through simulation modeling. J. Wildl. Manage. 36: 119-128

_____ et R. Hilborn. 1978. Ecological optimization and adaptive management. Ann. Rev. Ecol. Syst. 9: 157-188

_____, _____ et R. Peterman. 1975. Computer simulation of barren-ground caribou dynamics. Ecological Modelling 1: 303-315

Wetmore, S.P. 1973. Three aerial caribou surveys of northern Labrador and northeastern Québec, February, March-April, and May-June, 1973. Nfld.-Labr. Wildlife Division, 20 p.